

PROGRAMA DE DOCTORADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL
(Distinguido con Mención hacia la Excelencia por el Ministerio de Educación)

DPTO. DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE
E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



TESIS DOCTORAL

Para optar al grado de Doctor por la Universidad de Cantabria

**ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES SUPERFICIALES DE METANO EN
VERTEDEROS: MODELIZACIÓN DE LA INFLUENCIA DE
FACTORES LOCALES.**

**ESTIMATION OF SURFACE METHANE EMISSIONS IN LANDFILLS:
MODELING THE INFLUENCE OF LOCAL FACTORS.**

MÓNICA DELGADO SALGADO

Directora

AMAYA LOBO GARCÍA DE CORTÁZAR

Santander, septiembre 2023

Defiende tu derecho a pensar,
porque incluso pensar de manera errónea es mejor que no pensar.

Hipatia de Alejandría

Agradecimientos

En primer lugar, quiero dar mi más sincero agradecimiento a mi directora de tesis, Amaya Lobo, porque con su paciencia y optimismo ha sabido guiarme durante estos años, ha sido mi motor cuando la motivación se apagaba y mi inspiración en este difícil mundo de la investigación. Sin su tiempo, su ayuda y su dedicación nada de lo que está aquí escrito habría sido posible.

Igualmente, me gustaría dar las gracias a Ana López, por enseñarme todo lo que sé en el trabajo de campo, por invertir tantas horas junto a mí al pie del vertedero y por su ayuda incondicional siempre que la he necesitado. Pero, especialmente, gracias por los cafés arreglando el mundo, las risas, los consejos y todos los momentos que hemos vivido juntas.

Gracias a todo el Grupo de Ingeniería Ambiental, porque de una forma u otra todos han aportado su grano de arena en esta tesis. A todos los compañeros que a lo largo de los años han ido pasando por la “Sala de investigadores”, aportándome compañía, conversación y conocimiento. Especialmente, a Ricardo porque fue mi fiel compañero durante los primeros años de esta aventura, por los momentos divertidos acompañados de teorías filosóficas y por ser un ejemplo de dedicación y superación. Y por supuesto, a Meche, porque, aunque nos separe un océano, sé que me llevo una amiga con la que podré contar siempre.

Tengo que agradecer también al Gobierno de Cantabria por la financiación de parte de esta investigación a través de MARE, con el proyecto “Nueva Herramienta para Cuantificación de Emisiones Difusas en el Vertedero de Meruelo”. También a los trabajadores del Vertedero de Meruelo y al personal de MARE que nos ha ayudado siempre que lo hemos necesitado.

Por último, me gustaría dar las gracias a mi familia, amigos y familia política, por creer en mí, animarme y apoyarme. A mis padres, por ser siempre mi ayuda y mi apoyo incondicional y especialmente, a mi madre, porque sin ella habría sido imposible sacar el tiempo necesario para finalizar esta tesis. Y por supuesto, a mi familia más reciente, Luis y Jana, porque sois el pilar fundamental de mi vida.

Mónica Delgado Salgado

Santander, 13 de septiembre 2023

RESUMEN

Las emisiones de metano de origen antropogénico constituyen uno de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) con mayor influencia en el calentamiento global. La gestión de residuos sólidos y en concreto, los vertederos, son una de las principales fuentes de emisión de este gas, sólo precedidos por los procesos de producción de petróleo y gas y por la fermentación entérica del ganado.

Aunque en la actualidad gran parte de los vertederos controlados cuentan con sistemas de gestión del biogás, como coberturas o sistemas de captación, estas medidas no son suficientes para atajar las emisiones por completo, y una elevada proporción del biogás generado escapa a la atmósfera. Para controlar y prevenir estas emisiones es necesario crear medidas de mitigación específicas que se adapten a las condiciones de cada vertedero. Para el diseño y la implantación de estas medidas de mitigación es indispensable una cuantificación detallada de las emisiones. Con esta cuantificación, además de conocer la cantidad total de metano emitido, se obtendrá información acerca de las principales fuentes de emisión del vertedero y la distribución de las emisiones tanto en el espacio como en el tiempo. La cuantificación de las emisiones se puede realizar mediante mediciones en campo, o a través de modelos de estimación.

Aunque no existe una metodología estandarizada para la medida de las emisiones en campo, a lo largo de los años se han desarrollado diferentes técnicas que, según la posición desde la que se realicen las medidas, se pueden clasificar en tres grupos: 1) técnicas aéreas; 2) técnicas subterráneas; y 3) técnicas de cerramiento suelo-superficie. En concreto, las técnicas de cerramiento suelo-superficie, como la cámara de flujo estática, llevan utilizándose desde los años 80, por lo que se cuenta con gran experiencia en su uso, son aplicables a una gran variedad de superficies y presentan menos limitaciones técnicas que el resto de métodos.

En cuanto a la modelización matemática, la mayoría de los modelos de estimación modelizan la generación de gas de vertedero de manera aproximada, siguiendo una ecuación de generación de primer orden. Además, estos modelos se basan en dos factores críticos: el potencial de generación de metano (L_0), que depende de la composición de los residuos y su contenido orgánico degradable, y la tasa de degradación (k), que depende de la composición de los residuos, el tamaño de las partículas de estos, la humedad, temperatura ambiente y pH. Este es el caso del modelo propuesto por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC).

El objetivo general de esta investigación es avanzar en el conocimiento de las emisiones de metano procedentes de vertederos, y en particular desarrollar herramientas que permitan cuantificarlas adecuadamente y plantear medidas de mitigación eficaces. El desarrollo de las herramientas de este estudio se ha basado en el análisis detallado de un vertedero de residuos sólidos urbanos (RSU) real, sobre el cual se ha realizado un seguimiento durante los años 2019, 2020 y 2021. Para estructurar la tesis se han planteado cuatro objetivos particulares:

- Desarrollo de una metodología experimental para la adecuada cuantificación de las emisiones superficiales en campañas de campo.
- Evaluación de los factores que influyen en la fluctuación de las emisiones en el espacio y en el tiempo.
- Desarrollo de un modelo mejorado para la estimación de las emisiones superficiales.
- Planteamiento de medidas de mitigación aplicables a vertederos activos.

Los dos primeros objetivos se abordan en el **Capítulo 3** de este documento, donde se describe la metodología utilizada para la cuantificación de las emisiones superficiales de metano mediante la realización de campañas de campo con cámara de flujo estática. En primer lugar, se recoge una descripción del vertedero de estudio, situado en el norte de España. Este vertedero recibe RSU desde el año 1989, y abarca una superficie aproximada de 20 ha. Para este estudio su superficie se ha dividido en 4 zonas, en relación con las fases de vertido a lo largo de los años de operación.

Para la cuantificación de las emisiones de metano se llevaron a cabo nueve campañas de campo con cámara de flujo estática durante los años 2019, 2020 y 2021, midiendo en un total de 663 puntos sobre la superficie. En este capítulo se detalla también la instrumentación utilizada, que consistió principalmente en una cámara estática específica, con una superficie de 50 x 50 cm y 10 cm de altura, diseñada por el grupo de investigación, y el equipo de detección de gas LASER ONE. También se describe la metodología seguida para el procesamiento de los datos obtenidos durante las campañas. Una vez procesados los valores obtenidos se tomó como referencia el año 2020 (puesto que es en el que se realizó un mayor número de campañas y por tanto cuenta con valores más representativos). Se realizó un promedio aritmético de las 5 campañas realizadas y se obtuvo una emisión global a través de la superficie del vertedero de 733 T CH₄/año.

Finalmente, se muestran los resultados de los flujos de emisión de metano promedio obtenidos para cada una de las zonas de la superficie del vertedero en las 9 campañas realizadas, junto con las condiciones de temperatura, presión y precipitación de los

días de medida. También se analizan los hotspots localizados a lo largo de las campañas y los puntos de control, que se marcaron en el terreno y se midieron en diferentes campañas para controlar la fluctuación de los puntos con flujos de emisión elevados. Con el fin de comprender mejor los resultados obtenidos en las campañas de medida, se analiza la relación entre factores meteorológicos y operacionales y los flujos de emisión, resultando en una correlación inversa entre los flujos de emisión y la presión atmosférica en varias zonas del vertedero. Para adaptar los resultados medidos a las posibles fluctuaciones del flujo de emisión por el efecto de la presión, se realiza una corrección de las emisiones globales estimadas. Además, en esta corrección, se incluye la variación del área de la superficie de las zonas en operación. Así, se obtienen unas emisiones globales corregidas para el año 2020 de 836 T CH₄/año, lo que incrementa la estimación inicial en un 14%.

Con la experiencia adquirida en los tres años de campañas de campo en el vertedero de estudio se ha planteado una metodología genérica aplicable a otros vertederos. Esta metodología engloba todo el proceso de cuantificación y se ha dividido en tres fases: 1) medición, que comprende todo el proceso relacionado con la preparación y la ejecución de las campañas de campo; 2) procesamiento de datos, donde se detalla el proceso de análisis de los valores obtenidos en la medición para la obtención de los flujos de emisión totales; y 3) corrección de la estimación de acuerdo con la influencia de los factores meteorológicos y la variación del área de la superficie en la fluctuación de las emisiones anuales.

De acuerdo con el tercer objetivo, en el **Capítulo 4** se detalla el proceso de creación de un nuevo modelo para la estimación de emisiones superficiales de metano. El modelo creado se ha basado en el actual modelo de estimación de emisiones del IPCC. Inicialmente, se describen paralelamente el modelo del IPCC y el Modelo CLIMA (modelo de estimación de emisiones utilizado actualmente por el vertedero de estudio), tanto los parámetros utilizados en ambos modelos como la formulación utilizada para el cálculo de las emisiones. Partiendo del modelo IPCC se proponen diferentes mejoras. Por un lado, se particularizan los valores de algunos parámetros con la información disponible del caso estudiado sobre las fracciones de residuos, biodegradabilidad, tiempo de retardo de la metanogénesis y oxidación del metano en las cubiertas. Por otro lado, se agregan nuevos términos al modelo inicial, que incluyen la cuantificación del carbono arrastrado con el lixiviado y el metano migrado a través del contorno del vertedero. Estas mejoras se implementan en el modelo de forma gradual para apreciar la influencia de cada uno de los cambios realizados en los resultados del modelo, pudiendo medir su impacto en las emisiones estimadas.

Finalmente se obtiene un modelo básico que puede utilizarse de forma genérica para cualquier vertedero, con modificaciones con respecto al modelo inicial que permiten agregar más información y por tanto obtener resultados más precisos, pudiendo incluso cuantificar el efecto de medidas de reducción de emisiones. Por otro lado, con la particularización paramétrica y una vez introducidos los datos específicos del vertedero, se obtiene el modelo para el caso de estudio, gracias al cual es posible valorar la eficacia del modelo diseñado y contrastar los resultados con los datos de campo descritos en el capítulo anterior. Se realiza la comparativa con el modelo inicial del IPCC, consiguiendo unos resultados con el nuevo modelo un 66% más próximos a los resultados obtenidos en las campañas de campo.

El último objetivo se desarrolla en el **Capítulo 5**, el cual reúne una serie de medidas para la reducción de emisiones superficiales en vertederos. En primer lugar, se describen en detalle las técnicas para la oxidación del metano en la superficie mediante la actuación de grupos de bacterias metanotrofas. Se ha realizado una revisión bibliográfica exhaustiva de las últimas técnicas disponibles en este ámbito, sintetizando los aspectos más relevantes como los principales factores que influyen en la oxidación del metano, los métodos de oxidación más utilizados (biocoberturas, ventanas de oxidación, y biofiltros), y su aplicabilidad según las características de cada vertedero. También se proponen alternativas sostenibles para la aplicación de estas técnicas, aprovechando materiales residuales para su construcción. Por otro lado, se plantean otras medidas de reducción de emisiones aplicables in situ, algunas de las cuales se basan en pequeños cambios en las tareas rutinarias de operación del vertedero.

Agrupando todas las medidas de mitigación disponibles, se ha creado una tabla que reúne algunas de sus características, como coste, aplicabilidad o beneficios para la explotación, con el fin de que sirva como apoyo para la selección e implantación de estas medidas en distintos vertederos. Como ejemplo se detallan las propuestas realizadas en el vertedero de estudio, algunas de las cuales están basadas en las observaciones realizadas durante las campañas. La utilidad de algunas de ellas se ha comprobado en el transcurso de la investigación, como es el caso del cierre de las chimeneas no conectadas a la red o el recubrimiento de algunas de las zonas con elevadas emisiones, que han supuesto notables beneficios para la explotación en cuanto a la disminución de las emisiones localizadas.

Por último, el **Capítulo 6** presenta las conclusiones generales de este trabajo, así como recomendaciones de trabajo futuro en esta línea de investigación.

Durante las campañas de campo se han observado algunos fenómenos de interés en este tipo de instalaciones. En primer lugar, se ha comprobado que las mayores emisiones proceden de fuentes localizadas, como las chimeneas del sistema de captación de biogás no conectadas a la red, y acciones simples como tapar estas chimeneas pueden resultar en grandes reducciones de la cantidad de gas emitido. Por otro lado, se ha comprobado que un elevado porcentaje de las emisiones superficiales proceden de algunos puntos concretos de la superficie, denominados hotspots: la localización y el control de estos puntos es clave para plantear medidas de mitigación eficaces. Analizando la influencia de los factores meteorológicos, se ha observado una correlación inversa entre la presión atmosférica y los flujos de emisión. Además, se ha detectado un efecto particular con respecto a la precipitación, que puede favorecer o dificultar las emisiones de metano en función del volumen de lluvia acumulado durante las semanas previas.

En el desarrollo de una metodología para la cuantificación de las emisiones se ha comprobado la importancia de plantear una adecuada zonificación del vertedero antes del comienzo de los trabajos. También, se ha demostrado la necesidad de corregir los resultados finales de acuerdo con la influencia de distintos factores meteorológicos, así como por las variaciones en las características de la superficie del vertedero.

En las modificaciones realizadas en el modelo de estimación, para el caso de estudio, se ha comprobado que con la reducción del tiempo de degradación del Rechazo de TMB y las modificaciones propuestas en los parámetros DOC y k se consiguen importantes reducciones en la estimación. Aunque las mayores reducciones en la estimación, y por tanto las mayores aproximaciones a los valores medidos en campo, se consiguen al considerar la disminución de la humedad dentro de los residuos por la instalación de una cubierta final en una de las fases de explotación (Fase B1). Sin embargo, otras modificaciones como considerar el carbono que se escapa a través del lixiviado o la migración de contorno del gas muestran un impacto menor, no teniendo mucha relevancia en las emisiones de metano estimadas para el caso estudiado.

Finalmente, en cuanto a las medidas de reducción de emisiones, se ha mostrado cómo la utilización de materiales residuales para la instalación de sistemas de oxidación podría ser una alternativa eficaz para ahorrar costes y fomentar la economía circular. También que, además de las medidas más habituales, existen otro tipo de medidas de mitigación con las que se pueden obtener reducciones significativas en las emisiones y que pueden ser de fácil aplicación, como tapar las chimeneas no conectadas a la red en sistemas activos de extracción.

PUBLICACIONES

De este trabajo han surgido publicaciones en congresos, artículos en revistas nacionales e internacionales y trabajos fin de grado.

Publicaciones en revistas internacionales:

Delgado, M., López, A., Esteban, A.L., Lobo, A., 2022. Some findings on the spatial and temporal distribution of methane emissions in landfills. *J. Clean. Prod.* 362, 132334. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132334>

Delgado, M., López, A., Esteban-García, A.L., Lobo, A., 2023. The importance of particularising the model to estimate landfill GHG emissions. *J. Environ. Manage.* 325, 116600. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116600>

Publicaciones en revistas nacionales:

López, A., Delgado, M., Esteban-García, A.L., Lobo, A., 2022. Cuantificación de emisiones gaseosas en vertederos: importancia de hotspots y pozos no conectados. *Industriambiente*, 38, 36-42.

Conferencias y comunicaciones en congresos:

Delgado, M., Esteban-García, A.L., López, A., Lobo, A., 2021. Mejoras en el modelo de estimación para el control de gas en vertederos. *Congreso Nacional de Medio Ambiente. CONAMA 2020*. 31 mayo 2021, Madrid, España. ISBN 978-84-09-31739-4.

Delgado, M., López, A., Esteban-García, A.L., Lobo, A., 2021. Mitigación de la huella de carbono en vertederos mediante oxidación del metano. Revisión de alternativas existentes. *IX Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. 20-21 septiembre 2021, Panamá, Panamá, pp. 485-490. ISBN 978-9962-698-80-7

Gallardo, P., Lobo, A., Delgado, M., 2021. Técnicas de medición para emisiones fugitivas de metano en vertederos de residuos: revisión bibliográfica. *IX Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. 20-21 septiembre 2021, Panamá, Panamá: s.n., pp. 523-528. ISBN 978-9962-698-80-7.

Delgado, M., 2021. Hotspots y cambio climático. *XVII Conferencia ATEGRUS® sobre vertederos controlados*. 20-21 octubre 2021, Lleida, España.

Trabajos fin de grado

Nicolás Chávez (2020). Modelo para la estimación de emisiones difusas en un vertedero específico. Grado en Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria.

Celia Ruiz Abad (2021). Implantación de un sistema de compostaje en la ciudad de Santander. Grado en Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria.

ÍNDICE

Índice de figuras.....	xix
Índice de tablas.....	xxi
1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1 Introducción.....	3
1.2 Objetivos	7
1.3 Referencias.....	8
2 ANTECEDENTES.....	11
2.1 Introducción.....	13
2.2 Métodos de medida de emisiones en campo	16
2.3 Hotspots	18
2.4 Influencia de factores meteorológicos.....	19
2.5 Modelos de estimación de emisiones.....	20
2.6 Medidas de reducción de emisiones.....	23
2.7 Resumen y conclusiones	25
2.8 Referencias.....	26
3 METODOLOGÍA DE MEDIDA DE EMISIONES EN CAMPO.....	33
3.1 Introducción.....	35
3.2 Materiales y métodos	35
3.2.1 Vertedero de estudio	35
3.2.2 Campañas de campo	45
3.2.3 Instrumentación	48
3.2.4 Análisis de datos.....	50
3.3 Resultados y discusión.....	53
3.3.1 Resultados generales de las campañas de campo	53
3.3.2 Procesamiento de resultados obtenidos.....	56
3.3.3 Hotspots	60
3.3.4 Puntos de control	62
3.3.5 Pozos de extracción.....	64
3.3.6 Condiciones meteorológicas	66
3.3.7 Condiciones de operación. Captación.	70
3.3.8 Corrección anual de la estimación.....	71
3.4 Metodología general	71

3.5	Conclusiones parciales	76
3.6	Referencias	78
4	MODELO MEJORADO DE ESTIMACIÓN DE EMISIONES.....	81
4.1	Introducción.....	83
4.2	Modelo IPCC y Modelo CLIMA.....	84
4.2.1	Valores Paramétricos	84
4.2.2	Formulación	88
4.3	Aplicación al caso de estudio. Modelo inicial.....	90
4.4	Mejoras propuestas.....	96
4.4.1	Particularización paramétrica.....	98
4.4.2	Otras modificaciones	103
4.5	Resultados y discusión	104
4.5.1	Formulación del modelo	104
4.5.2	Sensibilidad del modelo	106
4.5.3	Aproximación a las medidas de campo.	109
4.6	Conclusiones parciales	111
4.7	Referencias	112
5	MEDIDAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES.....	117
5.1	Introducción.....	119
5.2	Mitigación de emisiones mediante la oxidación del metano	120
5.2.1	Factores que influyen en la oxidación.....	120
5.2.2	Métodos de oxidación en vertederos	124
5.2.3	Alternativas sostenibles	130
5.3	Otras medidas de reducción de emisiones	131
5.4	Guía para la selección de alternativas de mitigación de emisiones.....	133
5.5	Aplicación al caso de estudio	135
5.5.1	Medidas de mitigación propuestas	135
5.6	Conclusiones parciales	140
5.7	Referencias	141
6	CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO	145
6.1	Conclusiones	147
6.2	Trabajo futuro	151
ANEXO I.....	155

Índice de figuras

Figura 2-1. Esquema de las fases generales de la generación de gases en vertederos. (Tchobanoglous, 2002)	15
Figura 3-1. Rangos de valores climáticos medios anuales en la capital de la región, registrados por la AEMET en el periodo (1998-2022). (Fuente : web Meteocantabria)	36
Figura 3-2. Fotografía aérea de la superficie del vertedero del 16 de marzo de 2021. Fuente: INTEDIG S.L., 2020.....	37
Figura 3-3. Evolución de la entrada de residuos en el vertedero a lo largo de los años	39
Figura 3-4. Plataforma de hormigón para el depósito de material bioestabilizado procedente de la planta TMB.....	40
Figura 3-5. Fase B1 una vez sellada	40
Figura 3-6. Talud de cierre.	42
Figura 3-7. Disposición de las diferentes áreas que componen el vertedero de estudio durante el período experimental. Los números en color negro representan los 71 pozos de extracción de gas.	43
Figura 3-8. Evolución de la captación de biogás y la riqueza de metano en el mismo. Fuente: MARE.	44
Figura 3-9. Sonda de muestreo para la realización del walkover.	46
Figura 3-10. Resultados de las concentraciones de metano medidas durante el barrido superficial realizado en mayo 2019.....	47
Figura 3-11. Zonificación del vertedero según potencial de emisión superficial y mallado propuesto para distribución de puntos de medida.....	48
Figura 3-12. Cámara de flujo estática.	49
Figura 3-13. Equipo de detección de gas Laser One de Huberg.	49
Figura 3-14. Punto E8 de la campaña de julio 2019. Situado en los Taludes de explotación reciente de la Fase B2.....	57
Figura 3-15. Punto E39 de la campaña de julio 2020. Situado en la Zona Compactada de la Fase B2.	57
Figura 3-16. Punto E66 de la campaña de febrero 2021. Situado en la Meseta de explotación reciente de la Fase B2.....	58
Figura 3-17. Punto E44 de la campaña de medida de mayo 2019. Situado en la Zona compactada de la Fase B2.	58
Figura 3-18. Punto E42 de la campaña de octubre 2020. Situado en la Meseta de explotación reciente de la Fase B2.....	59

Figura 3-19. Punto E45 de la campaña de octubre 2020. Situado en la Meseta de explotación reciente.....	59
Figura 3-20. Distribución de los puntos medidos a lo largo de las nueve campañas de campo. Las áreas marcadas con diferentes patrones corresponden a las detalladas en la Figura 3-7.....	61
Figura 3-21. Situación de los puntos de control de las campañas de octubre y noviembre 2020 y febrero y junio 2021. Los puntos rojos corresponden con aquellos que han sido tapados por motivos operacionales del vertedero.....	63
Figura 3-22. Valores de presión y temperatura medias diarias a lo largo de los meses del estudio.....	66
Figura 3-23. Precipitación diaria durante el periodo de estudio.....	67
Figura 3-24. Rectas de regresión lineal y ecuaciones de las cuatro zonas más influenciadas por variaciones de presión.....	68
Figura 3-25. Comparación de las fluctuaciones de presión y los resultados de la campaña de campo.....	69
Figura 4-1. Evolución de las emisiones en el modelo inicial y final y en las siete versiones del modelo a lo largo de los años de operación del vertedero.....	109
Figura 5-1. Relación entre la concentración de CH ₄ y la actividad metanotrófica observada en materiales de arena en 9 profundidades diferentes. (Pawłowska y Stępniewski, 2006).	124
Figura 5-2. Capas de un sistema “típico” de oxidación del metano en vertederos.....	126
Figura 5-3. Esquema de biofiltro abierto (izquierda) y cerrado (derecha) (Huber-Humer et al, 2008).	128
Figura 5-4. Pluma de gas procedente de una chimenea sin tapar, junto a otra chimenea que permanece tapada.....	136
Figura 5-5. Refuerzo de la capa de cobertura del punto alto de la Celda A.....	137
Figura 5-6. Surgencia de lixiviado.....	138
Figura 5-7. Grietas provocadas por la desecación del material arcilloso usado como cobertura.	138

Índice de tablas

Tabla 3-1. Entradas de residuos anuales desde el comienzo de la explotación. Fuente: MARE.	38
Tabla 3-2. Descripción de las subzonas que componen la Fase B2.	41
Tabla 3-3. Superficie y número de puntos de muestreo en cada zona del vertedero.	48
Tabla 3-4. Condiciones climáticas registradas para cada campaña.	54
Tabla 3-5. Flujos de metano promedio de las campañas de campo, emisiones de pozos de extracción y emisiones totales por año.	55
Tabla 3-6. Número de hotspots en las nueve campañas realizadas y porcentaje de emisiones que representan en la Fase B2.	60
Tabla 3-7. Variación de las emisiones de los puntos de control.	64
Tabla 3-8. Resultados del análisis de correlación de variables.	67
Tabla 4-1. Valores de DOC utilizados por defecto en el Modelo IPCC (2006) y en el Modelo CLIMA.	85
Tabla 4-2. Distintos valores de DOC_f propuestos por la nueva actualización del IPCC (2019).	85
Tabla 4-3. Valores típicos de la tasa de generación de metano (k , años ⁻¹) propuestos por el IPCC (2006).	86
Tabla 4-4. Valores del MCF según el grado de gestión de cada vertedero.	87
Tabla 4-5. Categorías de residuos incluidas en la fracción papel-cartón.	91
Tabla 4-6. Categorías de residuos incluidas en la fracción textiles.	91
Tabla 4-7. Categorías de residuos incluidas en la fracción residuos de madera 91	91
Tabla 4-8. Categorías de residuos incluidas en la fracción Residuos de comida 92	92
Tabla 4-9. Categorías de residuos incluidas en la fracción lodos.	92
Tabla 4-10. Categorías de residuos incluidas en la fracción residuos de madera.	93
Tabla 4-11. Categorías de residuos incluidas en la fracción Otros putrescibles orgánicos.	93
Tabla 4-12. Categorías de residuos incluidas dentro de la fracción Otros 94	94
Tabla 4-13. Valores de los parámetros incluidos en el modelo inicial.	96
Tabla 4-14. Comparativa de las emisiones estimadas para el año 2020 por el Modelo CLIMA y el modelo tomado como referencia para este estudio, con los valores promedio de las campañas de campo realizadas.	96

Tabla 4-15. Valores predeterminados y adoptados para los parámetros de biodegradabilidad del modelo.....	101
Tabla 4-16. Modificaciones incluidas en el modelo y emisiones de metano estimadas para el año 2020.	108
Tabla 4-17. Resultados obtenidos en la Versión Final del modelo para el año 2020.....	109
Tabla 5-1. Efecto de los diferentes factores que influyen en el proceso de oxidación.....	125
Tabla 5-2. Alternativas de mitigación según el estado del sistema de captación y la distribución de las emisiones en la superficie.	130
Tabla 5-3. Medidas de mitigación de emisiones aplicables en vertederos.	134
Tabla 5-4. Variación de las emisiones procedentes del punto alto de la Celda A.....	137

Capítulo 1

Introducción y objetivos

1.1 Introducción

El crecimiento demográfico de la sociedad junto con el sistema de consumo que se ha implantado en los últimos años ha hecho que la cantidad de residuos que se genera a diario en todo el mundo aumente considerablemente. La concentración de la sociedad en los núcleos urbanos dificulta la aplicación eficiente de los sistemas de recogida, que ven cada vez más incrementados los costes y más comprometida su capacidad. De la misma forma la disponibilidad de terrenos para el tratamiento y disposición de los residuos es cada vez más limitada (Kaza et al., 2018). Todo ello refuerza la jerarquía de residuos propuesta por la Directiva 2008/98/CE basada en la prevención de la generación de residuos y que establece como última alternativa la eliminación en vertederos.

En todo el mundo en torno al 40% de los residuos producidos son depositados en vertederos (Kaza et al., 2018). En Europa existen aproximadamente 500.000 vertederos, de los cuales en torno al 80% contienen residuos sólidos urbanos (RSU) (EURELCO, 2018). A lo largo de los años los vertederos han sido una de las instalaciones de disposición de residuos más comunes. Inicialmente estos no contaban con ningún tipo de control ni en su construcción ni en su operación, siendo simplemente lugares de acumulación de residuos. Aunque en la mayor parte de los países desarrollados estas prácticas han cambiado, aún existen numerosas instalaciones no controladas, fuentes de contaminación y transmisoras de enfermedades.

Incluso en vertederos que cuentan con los últimos avances en ingeniería y con medidas de prevención y control, siguen existiendo riesgos para el medio ambiente y la salud humana. Algunos de los principales peligros que pueden presentar estas instalaciones son la producción de contaminantes líquidos y gaseosos debido a los procesos de degradación de la materia orgánica o los deslizamientos incontrolados de la masa de residuos. Los contaminantes líquidos, denominados lixiviados, se producen por la filtración del agua de las lluvias, que percola entre los residuos arrastrando partículas, compuestos químicos y materia orgánica a su paso. Si estos lixiviados no se captan y se tratan adecuadamente pueden ser peligrosos, contaminando tanto aguas superficiales como subterráneas.

Por otro lado, están los contaminantes gaseosos, como el biogás, formado por las reacciones de biodegradación de la materia orgánica, mediante la acción de microorganismos en condiciones anaerobias. Este gas está formado

mayoritariamente por metano (CH₄) (55-60 vol.%) y dióxido de carbono (CO₂) (40-45 vol.%), además de otros gases traza como hidrógeno (H), nitrógeno (N), oxígeno (O₂) y ácido sulfhídrico (H₂S). El metano es un potente gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global (GWP) de 81,2 en 20 años y 27,9 en 100 años (IPCC, 2021).

La generación de biogás varía a lo largo del tiempo, pasando por cinco fases secuenciales que condicionan su composición y características (Tchobanoglous, 2002). La fase metanogénica, en la que se generan las mayores cantidades de metano, puede durar décadas, dependiendo de las características de los residuos y las condiciones del vertedero. Una vez finalizada esta fase, da comienzo la fase de maduración, que podrá extenderse durante todo el tiempo necesario hasta que toda la materia orgánica presente en el vertedero esté degradada por completo. Aunque en esta etapa la actividad de degradación es menor e irá disminuyendo con el paso de los años, aún será necesario llevar a cabo un control periódico de las emisiones. Esto implica que los vertederos clausurados aún serán una fuente importante de emisión de gases de efecto invernadero.

En la Unión Europea se emitieron 3.493.574 kt CO₂ eq en el año 2019, de las cuales 115.514,53 kt CO₂ eq provenían de la gestión de residuos (European Environment Agency, 2019). En cuanto a las emisiones de metano antropogénicas, que ascienden a las 385.395 kt CO₂ eq (European Environment Agency, 2019) en torno a un 26% pueden ser atribuidas a los residuos (Comisión Europea, 2020) y en concreto, los vertederos, son la segunda mayor fuente de metano antropogénico con un 20% de las emisiones. Como medida de reducción de estas emisiones, además de otros impactos medio ambientales, la Unión Europea establece la disposición final de residuos municipales en vertederos como una de las opciones menos deseadas en el tratamiento de residuos sólidos. Sin embargo, aproximadamente un 18% (datos 2020) de los residuos generados en la UE son llevados a vertedero (Eurostat, 2023a; Eurostat, 2023b). En la Directiva (UE) 2018/850 del parlamento europeo y del consejo de 30 de mayo de 2018, se marca como objetivo que el máximo vertido de residuos municipales en vertederos para el año 2035 sea de un 10% de la cantidad total de residuos municipales generados (en peso) (Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2018). A nivel nacional, en España, el Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, propone establecer un coste de emisión de gases de efecto invernadero, para los que ya existe un coste en la Unión Europea a través del mercado de carbono (MITECO, 2020). Lo recaudado con la implantación de esta medida será destinado

exclusivamente a la implantación de programas de refuerzo y mejora de los sistemas de recogida y tratamiento de residuos. Con ello se pretende incentivar el control de los gases generados en los vertederos y su aprovechamiento o su oxidación mediante antorchas u otros métodos de oxidación pasiva.

Para la gestión del biogás muchos vertederos cuentan con un sistema de captación, que permite capturar el biogás para su quema en antorcha o su aprovechamiento energético. Mediante la quema en antorcha se consiguen reducir las emisiones y sus efectos en el cambio climático al transformar el metano en dióxido de carbono. Sin embargo, los sistemas de captación, que no están presentes en todos los vertederos, solo pueden captar entre un 50% y un 90% del biogás generado (Capaccioni et al., 2011; Huber-Humer et al., 2017) y su eficacia dependerá también del tipo de cobertura presente en la superficie, lo que implica que gran parte del biogás generado escapa a la atmósfera.

Puesto que las medidas habituales que se llevan a cabo en los vertederos no son suficientes para mitigar una parte importante de las emisiones, es necesaria la planificación de nuevas medidas de reducción. Para ello, se debe contar con herramientas capaces de cuantificar con la mayor precisión posible las emisiones que tienen lugar en los vertederos, teniendo en cuenta todos los detalles de diseño y operación que pueden influir, lo que permitirá crear medidas adaptadas a las particularidades de cada instalación.

Para llevar a cabo la estimación de emisiones es recomendable combinar medidas de campo con modelos matemáticos de estimación. A través de las medidas de campo se obtienen datos reales de emisiones que son de utilidad para realizar un seguimiento preciso de las emisiones del vertedero y localizar fuentes de emisión. Además, sirven para comparar con los resultados obtenidos en los modelos, permitiendo un mejor ajuste de estos. La heterogeneidad de las emisiones de vertedero, así como, su variabilidad en el tiempo o su sensibilidad ante diferentes factores como las condiciones meteorológicas, hacen que las medidas en campo tengan una mayor complejidad y una relativa fiabilidad a un coste razonable. Por ello, realizar medidas en campo es una tarea compleja para la que no existe una metodología estándar, y que según la técnica que se utilice puede requerir mayores o menores inversiones económicas y tiempo de trabajo (Mønster et al., 2019). Existen diversas técnicas para la medida de emisiones superficiales en vertederos que en general pueden dividirse en tres tipos: técnicas aéreas, técnicas subterráneas y técnicas de cerramiento de la superficie del suelo (Gonzalez-Valencia et al., 2015).

Sin embargo, para conseguir una estimación de las emisiones a futuro o medir el impacto que tendrá la implantación de ciertas medidas, es necesaria la utilización de modelos matemáticos, mediante los cuales es posible estimar las emisiones a largo plazo, además de reducir los tiempos y costes de operación que suponen las medidas en campo.

Existen modelos de estimación de emisiones superficiales ampliamente extendidos, como es el caso del modelo desarrollado por el IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático), empleado en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006a). A pesar de su popularidad, la sencillez que caracteriza a este modelo limita en gran medida la posibilidad de representar alternativas de explotación que pueden tener gran influencia en las emisiones superficiales. Aunque se han desarrollado nuevos modelos de estimación de emisiones en los últimos años, la dificultad de particularizar las condiciones de diseño y operación de cada vertedero, además de la falta de conocimiento de las variaciones de las emisiones con las condiciones meteorológicas, hacen que aún sea necesario seguir avanzando para obtener resultados más precisos.

Una vez realizada una cuantificación lo más precisa posible de las emisiones y localizadas las mayores fuentes de emisión, será posible diseñar e instalar nuevas medidas de mitigación, como, por ejemplo, biocoberturas. Estas técnicas de mitigación se basan en la oxidación del metano mediante la acción de bacterias presentes en sustratos con elevada carga de materia orgánica (Huber-Humer et al., 2008). Aunque ya se están implantando en algunos vertederos, todavía es necesario un mayor conocimiento de estas para potenciar su utilización y optimizar sus capacidades de acuerdo con las características particulares de cada vertedero.

1.2 Objetivos

Este estudio se divide en cuatro objetivos principales que conforman la base de la investigación. Estos tratan principalmente de mejorar las herramientas actuales para la medida y estimación de emisiones superficiales de metano en vertederos y el planteamiento de medidas para su reducción:

- **Desarrollo de una metodología de medida de emisiones en campo atendiendo a todas sus fases, que se pueden englobar en planificación, trabajo de campo y análisis de resultados.** En todas las etapas se prestará especial atención a la heterogeneidad de la superficie del vertedero y la variabilidad de las emisiones superficiales.
- **Evaluación de la influencia de distintos factores en la fluctuación espaciotemporal de las emisiones superficiales.** Se estudiarán tanto factores operacionales como ambientales midiendo su grado de impacto.
- **Creación de un modelo mejorado de estimación de emisiones, que tenga en cuenta un amplio rango de variables.** Se conseguirá una estimación de las emisiones más ajustada a las condiciones reales de cada sitio y se mejorará la aproximación de los resultados obtenidos por los modelos actuales. En este modelo se aumentará la precisión y sensibilidad a las estrategias de operación de vertederos, pudiendo verificar su impacto en la reducción de emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero).
- **Se propondrán alternativas eficaces de reducción de emisiones aplicables en vertederos activos.** De acuerdo con los resultados obtenidos tanto por las medidas de campo como por los modelos de estimación y teniendo en cuenta los factores que puedan condicionar su aplicación.

1.3 Referencias

Capaccioni, B., Caramiello, C., Tatàno, F., Viscione, A., 2011. Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. *Waste Manag.* 31, 956-965. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.004>

Comisión Europea, 2020. Estrategia de la UE sobre el Metano 19-20. <https://doi.org/10.2833/30100>

EURELCO - European Enhanced Landfill Mining Consortium, 2018. DATA LAUNCHED ON THE LANDFILL SITUATION IN THE EU-28 [WWW Document]. URL <https://eurelco.org/2018/09/30/data-launched-on-the-landfill-situation-in-the-eu-28/> (accedido 5.10.23).

European Environment Agency, 2019. EEA greenhouse gases — data viewer [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/greenhouse-gases-viewer>

Eurostat, 2023a. Municipal waste by waste management operations [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WASMUN/default/table?lang=en (accedido 1.5.23).

Eurostat, 2023b. Management of waste excluding major mineral waste, by waste management operations [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WASOPER/default/table?lang=en (accedido 1.5.23).

Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Maldonado, E., Salinas, J., Thalasso, F., 2015. Detection of hotspots and rapid determination of methane emissions from landfills via a ground-surface method. *Environ. Monit. Assess.* 187. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4083-0>

Huber-Humer, Hrad, M., Schloffer, K., Kammerer, G., 2017. Implementation of Biowindows for Degasification of an Older Municipal Solid Waste Landfill After Removal of the Active Gas Extraction System, en: *Proceedings Sardinia 2017*.

Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H., 2008. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Manag. Res.* 26, 33-46. <https://doi.org/10.1177/0734242X07087977>

IPCC, 2006. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 2. DATOS DE GENERACIÓN, COMPOSICIÓN Y GESTIÓN DE DESECHOS 1-24.

Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Van Worden, F., 2018. What a Waste 2.0. A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Municipal Engineer. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>

MITECO - Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2020. Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Boletín del Estado 48659-48721.

Mønster, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2019. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. *Waste Manag.* 87, 835-859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>

Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2018. DIRECTIVA (UE) 2018/850 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos (Texto pertinente a efectos del EEE). D. Of. la Unión Eur. 150, 100-108.

Tchobanoglous, G., 2002. HANDBOOK OF SOLID WASTE MANAGEMENT. Bulletin of Science, Technology & Society. <https://doi.org/10.1036/0071356231>

Capítulo 2

Antecedentes

2.1 Introducción

Las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) procedentes de vertederos tienen un gran peso en las emisiones antropogénicas totales. En los últimos años, las políticas medioambientales se han enfocado en su reducción y control. En Europa, aunque es muy común que los vertederos cuenten con un sistema de extracción de biogás, bien sea activo o pasivo, los vertederos no controlados siguen siendo una de las alternativas más comunes para la disposición de los residuos, especialmente en algunos países como Rumanía donde se calcula que existen aproximadamente 13.000 vertederos no controlados (Alves, 2023). Las últimas estimaciones han revelado que aproximadamente el 90% de los más de 500.000 vertederos existentes en Europa no son controlados, son anteriores a la Directiva sobre vertederos de la Unión Europea y cuentan con tecnologías de protección ambiental limitadas (COCOON Interreg Europe, 2023; NEW-MINE, 2020). Sin embargo, gracias a las políticas llevadas a cabo en la Unión Europea, aunque la generación de residuos sigue en aumento, se ha conseguido disminuir la tasa de vertido de residuos del 23% al 16% entre los años 2010 y 2020 (European Environment Agency, 2022).

Cuando los residuos sólidos urbanos (RSU) se depositan en los vertederos sufren una serie de cambios tanto biológicos como químicos y físicos, interrelacionados entre sí. Inicialmente, estos residuos se encuentran generalmente en condiciones aerobias durante un corto periodo de tiempo. Una vez cubiertos, comienza a agotarse el oxígeno presente inicialmente en los poros hasta que finalmente pasan a estar en condiciones anaerobias. El gas de vertedero, formado por la descomposición anaerobia de la materia orgánica biodegradable presente en los residuos, está compuesto por varios gases en grandes cantidades y otros en cantidades traza denominados oligogases. Los gases principales que componen el gas de vertedero, también denominado biogás, son metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), amoníaco (NH_3), monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S), nitrógeno (N_2) y oxígeno (O_2). La composición de los gases de vertedero varía según la fase de degradación en la que se encuentre el residuo. De estos gases, el metano y el dióxido de carbono son los principales, representando aproximadamente un 55% y un 45%, respectivamente, del biogás generado, en la fase de degradación más activa.

En la generación de los principales gases del vertedero pueden diferenciarse cinco fases secuenciales (Tchobanoglous, 2002) (Figura 2-1):

- Fase I: Ajuste inicial. En esta fase se produce la descomposición microbiana bajo condiciones aerobias, ya que aún existe cierta cantidad de aire atrapado entre los residuos.
- Fase II: Transición. Comienza a descender la concentración de oxígeno y se empiezan a desarrollar las condiciones anaerobias. El nitrato y el sulfato sirven como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica, reduciéndose a gas nitrógeno y sulfuro de hidrógeno. Aumenta la concentración de dióxido de carbono.
- Fase III: Acidogénica. Se terminan por completo el oxígeno y las reacciones continúan en condiciones completamente anaerobias. Desciende el pH (<5), se forman ácidos grasos volátiles (AGV) y se acelera el proceso biológico, aumentando la concentración de dióxido de carbono. También se disuelven metales y nutrientes.
- Fase IV: Metanogénica. En este punto comienzan a procesarse los precursores del metano (ácido acético y H₂). Sube el pH por el consumo de los ácidos y aumenta el contenido de metano. Esta fase puede extenderse durante décadas.
- Fase V: Maduración. Es la fase menos activa ya que la materia orgánica restante es la menos biodegradable. Por ello, baja la humedad y la producción de dióxido de carbono y metano. Esta fase se prolongará hasta que toda la materia orgánica biodegradable se haya degradado por completo.

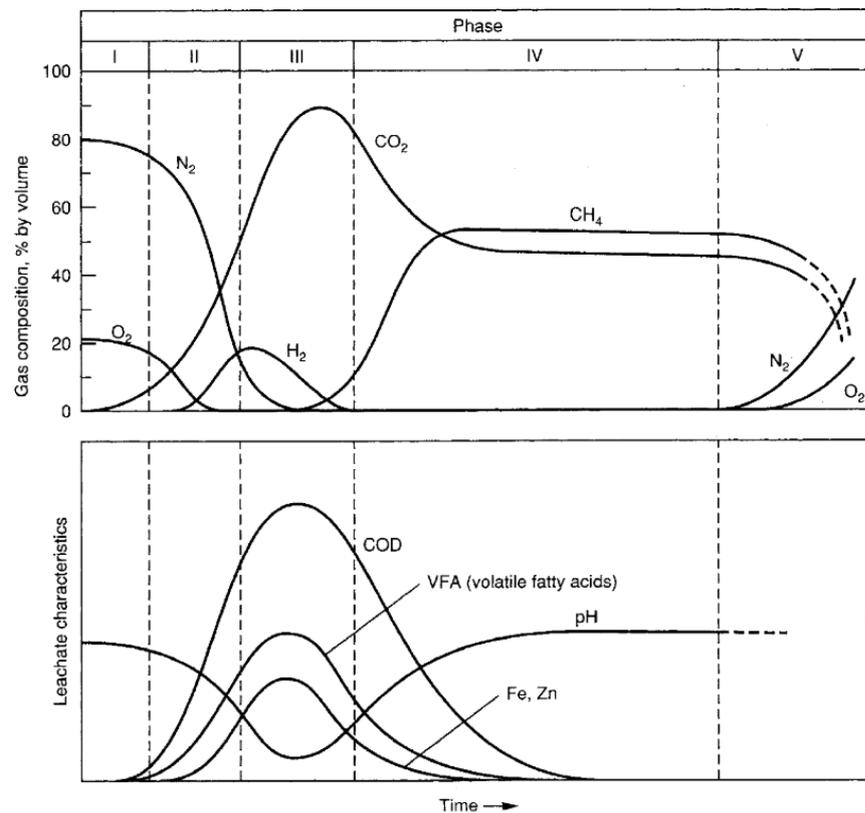


Figura 2-1. Esquema de las fases generales de la generación de gases en vertederos. (Tchobanoglous, 2002)

Entre todos los gases generados, el gas metano presenta la mayor relevancia a nivel ambiental. Aunque en los vertederos se produce en cantidades similares al dióxido de carbono, el metano presenta un potencial de calentamiento global 27,9 veces mayor que este para un periodo de 100 años (IPCC, 2021). Las concentraciones de este gas en la atmósfera han aumentado del orden de 1.000 ppb en los últimos 200 años. Antes de esto habían variado entre 580 y 730 ppb en 10.000 años, coincidiendo su aumento acelerado con el inicio del periodo industrial (De Gioannis et al., 2009). El aumento de las concentraciones atmosféricas de metano desde el período preindustrial contribuyó a un forzamiento radiativo de $+0,48 \pm 0,05 \text{ W/m}^2$ (IPCC, 2007). Los vertederos son una de las fuentes más influyentes en este aumento. Se estima que en la Unión Europea aproximadamente un tercio del total de las emisiones antropogénicas de metano proceden de vertederos. A nivel global, el metano procedente de la gestión de residuos representa el 11% del total de emisiones antropogénicas de metano, sólo precedido por la producción de petróleo y gas (24%) y la fermentación entérica del ganado (27%) (Global Methane Initiative, 2020). Del año 2020 al 2030 se prevé que las emisiones de sectores como la agricultura, minas de carbón o aguas residuales permanezcan constantes, mientras que en el caso de los sectores de residuos, petróleo y gas las emisiones de metano antropogénicas pueden

aumentar en torno a un 1% (Global Methane Initiative, 2020). Además, el gas metano representa riesgos en los vertederos, ya que en presencia de oxígeno puede ser explosivo en concentraciones de entre 4,4-16,5% (Scharff y Gronert, 2015).

Estos datos demuestran la importancia de implantar medidas eficaces de reducción de emisiones de gas en vertederos. Previamente a la planificación e implantación de estas medidas es necesario conocer el origen y la cantidad de las emisiones. Para ello, se puede recurrir a metodologías combinadas de medida de emisiones en campo y modelos de estimación.

2.2 Métodos de medida de emisiones en campo

Aunque no existe una metodología estandarizada para detectar y medir las emisiones de metano de vertederos, a lo largo de los años se han desarrollado numerosos métodos. Dependiendo de la orografía del vertedero y la disponibilidad y conocimiento de las diversas técnicas se podrán usar unas u otras. Según la distancia de la superficie a la que se realicen las medidas se pueden clasificar en tres grupos: 1) técnicas aéreas; 2) técnicas subterráneas; y 3) técnicas de cerramiento suelo-superficie (Gonzalez-Valencia et al., 2016).

- Las técnicas aéreas se basan en mediciones de la concentración de metano en el aire. Están asociadas con modelos micrometeorológicos o de dispersión por balance de masas, con o sin gas trazador. Los métodos micrometeorológicos se basan en el hecho de que dentro de la capa superficial, normalmente durante el día y en los 0-50 m más bajos de la atmósfera, la mezcla vertical inducida por remolinos turbulentos transporta el gas hacia abajo del gradiente de concentración (Lohila et al., 2007). Esta técnica es conocida en la terminología anglosajona como “Eddy Covariance”. Otros métodos como el mapeo de pluma radial utilizan uno o más láseres y espejos para medir la concentración a favor del viento, a través de la pluma de gas (Mønster et al., 2019). Estos métodos realizan una medida integral promedio de todo el vertedero, pueden automatizarse (McBain et al., 2005) y no tienen ningún efecto sobre las emisiones (Lohila et al., 2007). Sin embargo, todas estas técnicas presentan ciertas limitaciones ya que no identifican fuentes puntuales o puntos críticos (Babilotte et al., 2010), requieren mayor experiencia que otras formas de medida (Scheutz et al., 2009), instrumentación sofisticada y tienen restricciones tanto de la meteorología como de superficie, que limitan sus aplicaciones (Laurila et al., 2005).

- Las técnicas subterráneas determinan los flujos verticales de las concentraciones de gas debajo de la superficie del vertedero, según la ley de Fick. Estas técnicas ayudan a identificar la zonificación vertical de procesos biogeoquímicos, de transporte y oxidación para su posterior modelización biogeoquímica (Bogner et al., 1997). También son útiles para analizar la influencia de diferentes condiciones meteorológicas como cambios en la presión o el viento (Mønster et al., 2019). Sin embargo, no detectan ni localizan fuentes puntuales y, por lo tanto, generalmente no son útiles para obtener información sobre emisiones en grandes áreas (Gonzalez-Valencia et al., 2021).
- Las técnicas de superficie utilizan métodos de cerramiento de la superficie del suelo para medir flujos de un solo punto. Se basan en mediciones de flujo simples y directas, por ejemplo, dentro de cámaras cerradas. Son económicos, fáciles de implementar e interpretar, y también han sido validados para una variedad de suelos (Dalal et al., 2008). Estas técnicas llevan utilizándose desde los años 80 (Eklund et al., 1984), por lo que se cuenta con una mayor experiencia en su uso, llegando a proponerse normas con metodologías para su correcta utilización (SEPA y Environmental Agency, 2004). La principal limitación de los métodos de superficie terrestre es que describen flujos en ubicaciones específicas y requieren un número relativamente grande de mediciones antes de ser estadísticamente representativos de las emisiones globales de vertederos (Spokas et al., 2003). Además, al tratarse de mediciones puntuales, en ocasiones pueden no localizarse puntos de elevada emisión, “hotspots”, lo que puede dar lugar a una subestimación de las emisiones globales (Mønster et al., 2019).

Varios estudios han mostrado concordancia entre los métodos aéreos y terrestres para estimar las emisiones de los vertederos (Spokas et al., 2006; Lohila et al., 2007). Sin embargo, en algunos casos, también se ha informado de una falta de correlación entre estos métodos. Esta discrepancia se ha explicado por fuertes fuentes de emisión no cubiertas por las cámaras estáticas (Börjesson et al., 2000) o por emisiones de fuentes adicionales a las estudiadas dentro del área del vertedero (Spokas et al., 2003).

La disponibilidad de los vehículos aéreos no tripulados (UAVs, por sus siglas en inglés “Unmanned Aerial Vehicles”) ha ampliado el potencial de las técnicas sobre el suelo, permitiendo el seguimiento de grandes superficies con un bajo presupuesto y en poco tiempo. Se pueden instalar fácilmente en el UAV diferentes unidades de medición,

como cámaras térmicas o diodos láser, para supervisar toda el área del vertedero en unas pocas horas. Sin embargo, estos métodos aún no están completamente desarrollados y presentan algunas dificultades, como la pequeña área de muestreo, la necesidad de perfiles de viento para calcular los flujos de metano de algunas de las tecnologías, las restricciones aéreas de la zona, las normas de seguridad o el tiempo de duración de la batería (Mønster et al., 2019).

Como se ha mencionado anteriormente cada una de estas técnicas presenta ventajas y desventajas que deberán sopesarse en la elección de la más adecuada para cada caso. Las técnicas aéreas tienen una mayor complejidad y requieren de una mayor experiencia para su manejo, además de ser más dependientes de las condiciones meteorológicas y topográficas y las técnicas subterráneas no se extrapolan a grandes áreas.

2.3 Hotspots

Existen puntos en la superficie donde el flujo de emisión de metano excede de manera significativa el flujo promedio del resto del vertedero. Cuando las concentraciones de metano en estas áreas particulares exceden los 1.000 ppm, estas se pueden denominar “hotspots” (Huber-Humer y Gebert, 2021).

La localización y detección de estos puntos es de gran importancia para la estimación de las emisiones totales ya que, como se ha demostrado en diferentes estudios como los realizados por Gonzalez-Valencia et al. (2015) o Jeong et al. (2019), entre el 50-75% de las emisiones difusas superficiales totales provienen de un pequeño porcentaje de la superficie total del vertedero (5-20%) caracterizada generalmente por la presencia de hotspots. En otros estudios como el de Zhang et al. (2019) el flujo de los hotspots detectados en las diferentes campañas realizadas representa entre el 18-25% del flujo total de metano.

Algunos investigadores han estudiado las mejores técnicas para la detección de estos puntos. En el estudio realizado por Gonzalez-Valencia et al. (2015) se presenta un método de sondeo en superficie. Este método consiste en la utilización de una sonda en contacto directo con el suelo que extrae una muestra de aire de forma continua y la transporta hasta el analizador de metano portátil. Con esta técnica se pueden identificar hotspots sin necesidad de la utilización de equipos complejos. Asimismo, Allen et al. (2019) desarrollaron un método para detectar el flujo de metano mediante el balance de masas utilizando medidas de concentración de dióxido de carbono tomadas con UAVs.

2.4 Influencia de factores meteorológicos

La generación de biogás en la masa de residuos, así como, las emisiones que se producen a través de la superficie de forma difusa se ven influenciadas por diferentes factores externos asociados, como las condiciones meteorológicas. Existen numerosos artículos que estudian esta influencia y presentan diferentes observaciones llegando a ser, en ocasiones, contradictorias (McBain et al., 2005; Rachor et al., 2013; Christophersen et al., 2001; Nwachukwu & Anonye, 2013; Xu et al., 2014; Aghdam et al., 2019; Poulsen Tjalfe G. et al., 2003). Los factores meteorológicos más estudiados por su mayor influencia demostrada son: la presión atmosférica, la temperatura, la precipitación y el viento.

La presión atmosférica o barométrica es uno de los factores meteorológicos más estudiados. En el estudio de McBain et al. (2005) se concluyó que la presión barométrica tuvo la mayor influencia en las tasas de emisiones de metano en cortos periodos de tiempo, sin embargo, no pareció ser el factor más relevante para intervalos de semanas o meses. Rachor et al. (2013) mostraron una correlación muy fuerte y negativa entre la presión barométrica y las emisiones de metano en todos los puntos de elevada emisión estudiados, lo que luego fue corroborado por distintos autores (Christophersen et al., 2001; Nwachukwu & Anonye, 2013; Xu et al., 2014). Además, la mayoría de los estudios apoyan que los cambios en la presión barométrica afectan las emisiones en los vertederos más que su valor absoluto (Aghdam et al., 2019; Poulsen Tjalfe G. et al., 2003; Rachor et al., 2013).

La temperatura del aire parece tener menos influencia en la tasa de emisiones. Aghdam et al. (2019) y McBain et al. (2005) informaron de una correlación débil entre el flujo de metano y la temperatura del aire en sus estudios. Sin embargo, la temperatura del suelo gobierna fuertemente el proceso de oxidación del metano microbiano en las cubiertas de los vertederos, porque los procesos químicos son más rápidos con mayores suministros de energía (Rachor et al., 2013). Distintos autores han observado que las altas temperaturas favorecen la oxidación y, por tanto, disminuyen las emisiones (Börjesson & Svensson, 1997; Christophersen et al., 2001). Además, Christophersen et al. (2001), encontraron concentraciones más bajas de metano en verano que en invierno debido a la oxidación del metano, confirmando así la variación estacional de las emisiones.

En el estudio de Jain et al. (2021), en el que se analizan las constantes de degradación de 114 vertederos clausurados, se demuestra que en los vertederos localizados en lugares con mayores precipitaciones los residuos se degradan a mayor velocidad y,

por tanto, las emisiones se producen antes y en mayor cantidad. Las precipitaciones también están estrechamente relacionadas con la humedad del suelo. Rachor et al. (2013) explican que la humedad puede tener un doble efecto sobre las emisiones. Por un lado, un aumento de la humedad del suelo puede reducir la entrada difusa de oxígeno, lo que impide la oxidación del metano. Sin embargo, si el contenido de agua es lo suficientemente grande, puede evitar por completo el intercambio de gases entre el vertedero y la atmósfera, deteniendo las emisiones. Asimismo, McBain et al. (2005) informan que los flujos de biogás de los vertederos se reducen durante los eventos de precipitación, entre otras cosas, porque el agua de lluvia ocupa temporalmente la mayoría de los poros de la cobertura del suelo. Sin embargo, las emisiones de metano aumentan después de los eventos de precipitación, probablemente debido al drenaje de macroporos, que permiten la difusión vertical y el flujo de masa de metano. Christophersen et al. (2001) observaron concentraciones crecientes de metano con altos contenidos de humedad del suelo.

La influencia del viento en la variación de las emisiones de metano es una de las condiciones menos estudiadas a lo largo de los años. Uno de estos estudios es el realizado por McBain et al. (2005), en él se analiza la influencia de la velocidad del viento en los flujos de metano. Tras el análisis, los autores concluyen que sí que existe una influencia para cortos periodos de tiempo. Los campos de presión creados por el paso del viento sobre terrenos irregulares podrían influir en la fluctuación de los flujos de emisión. De esta forma a medida que aumenta la velocidad del viento se disminuye la capa de presión y por tanto aumenta el flujo de emisión.

2.5 Modelos de estimación de emisiones

La modelización de biogás es la acción de pronosticar la generación, las emisiones y la recuperación de gas. Está sujeto a las complejidades e incertidumbres asociadas con los procesos de producción, consumo y transporte de biogás. Durante las últimas décadas se han desarrollado diferentes modelos de estimación, cada uno de ellos incorporando nuevas características y factores para obtener resultados más precisos (Alexander et al., 2005; Spokas et al., 2011; Sattler y Bhatt, 2017). La cuantificación de las tasas de generación y emisión de metano para un vertedero determinado requiere un modelo fiable que considere la variabilidad espacial y temporal de las entradas de residuos y las condiciones locales (Chai et al., 2016).

La generación de gas de vertedero se puede modelizar siguiendo una ecuación de generación de orden cero, de primer o segundo orden. A pesar de las diferencias entre

los modelos, los datos obtenidos en las observaciones de laboratorio y de campo sugieren que el proceso de descomposición global se acerca a una cinética de primer orden (IPCC, 2006a). La mayoría de los estudios han demostrado que la cinética de orden cero no es lo suficientemente precisa para representar la generación de metano. Por otro lado, los modelos de segundo orden implican un procedimiento más complicado que no se justifica por el aumento de la precisión (Amini et al., 2012). Además, la mayoría de los modelos de descomposición de primer orden se basan en dos factores críticos: el potencial de generación de metano (L_0), que depende de la composición de los residuos y su contenido orgánico degradable, y la tasa de degradación (k), que depende de la composición de los residuos, el tamaño de las partículas de estos, la humedad, temperatura ambiente y pH (Karanjekar et al., 2015).

Los modelos LandGem (Alexander et al., 2005) e IPCC (IPCC, 2006b) proporcionan valores predeterminados de los parámetros de entrada del modelo para aquellos lugares que carecen de datos de entrada específicos. Por esta razón, son las metodologías más aplicadas para determinar la generación de metano (Chai et al., 2016).

El modelo LandGem (por sus siglas en inglés “Landfill Gas Emissions Model”) fue creado por el Centro de Tecnología de Aire Limpio (CTC) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). Este modelo se basa en una ecuación de descomposición de primer orden para cuantificar las emisiones de los vertederos (Alexander et al., 2005). Los parámetros predeterminados se basan en datos de vertederos de EE.UU., lo que puede ser una limitación para su uso en otros países (Karanjekar et al., 2015). La herramienta permite modelizar hasta cuatro gases o contaminantes del aire al mismo tiempo. Por el contrario, solo se pueden introducir unos pocos datos de entrada en la herramienta: año de apertura, año de cierre y capacidad del vertedero, y tipo de residuos aceptados. El modelo no considera otros factores importantes como datos meteorológicos, tipo de cobertura, oxidación de metano, tasas de degradación de diferentes fracciones, etc. Debido a esta falta de datos, la precisión lograda es limitada, mostrando resultados sobreestimados (Bhailall et al., 2016).

Se han desarrollado otros modelos con el fin de solucionar las deficiencias descritas y tratar de ajustar los resultados a escenarios particulares. La mayoría de ellos siguen la cinética de primer orden sugerida por LandGem y solo algunos de ellos incluyen diferentes enfoques.

GasSim es uno de los modelos que adopta un enfoque cinético de primer orden. Este modelo ha sido desarrollado por Golder Associates para la Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido. Clasifica la degradación de las diferentes corrientes de residuos como lenta, media o rápida (Donovan et al., 2010). Los principales datos de entrada de GasSim son la precipitación anual, la geometría del sitio, la composición de la capa y el revestimiento, y la cantidad y composición de los desechos depositados por año. Este modelo asume que cualquier gas que no se recolecte, se emite a través de la superficie a la atmósfera. Además, GasSim asume que la emisión a través de zonas descubiertas se libera a la atmósfera sin oxidación previa del metano.

El modelo CLEEN (por sus siglas en inglés “Capturing Landfill Emissions for Energy Needs”) fue desarrollado en la Universidad de Texas con el fin de brindar mayor información sobre la variación de la generación de metano con la temperatura y el contenido de humedad (Sattler y Bhatt, 2017). Utiliza la misma cinética de primer orden que los modelos mencionados anteriormente, pero permite a los usuarios introducir valores para la temperatura media anual y la precipitación para calcular la tasa específica de generación de metano. Para cuantificar el efecto de la composición de los desechos, la lluvia y la temperatura ambiente, se utilizó la regresión lineal múltiple en los datos a escala de laboratorio para obtener la constante de descomposición de primer orden (k). Se desarrolló una segunda ecuación de regresión a escala para k utilizando datos reales de recuperación de gas de 11 vertederos, ya que las tasas de generación de metano de laboratorio superan las tasas de campo. El modelo CLEEN es válido para la operación convencional, para climas con precipitaciones entre 2 y 12 mm/día y temperaturas de entre 20°C y 37°C. (Karanjekar et al., 2015).

CALMIM (por sus siglas en inglés “California Landfill Methane Inventory Model”) es un modelo unidimensional de transporte y oxidación de metano validado en campo, que estima las emisiones de metano (Spokas et al., 2011). Este modelo fue creado en California, EE. UU., y muestra la importancia de las dependencias del clima y el suelo para la estimación de emisiones (Spokas et al., 2015). Según los autores, la mayoría de los métodos de inventario se centran en la generación de metano para la estimación de emisiones con una alta incertidumbre, sin tener en cuenta la difusión, oxidación o transporte y con una validación de campo muy limitada. CALMIM incluye la reducción de la difusión debido a la recuperación de los sistemas de captación, el efecto de la cobertura sobre el transporte y la oxidación del gas y los efectos de la humedad y la temperatura estacionales sobre el transporte y la oxidación del metano. Debido a que, en este modelo, las emisiones de metano de vertedero no están

relacionadas con la tasa de generación de biogás, no se basa en un modelo de primer orden. Spokas et al. (2015) afirman que las emisiones de los vertederos dependen de factores de gestión e ingeniería específicos del sitio, como el espesor de la cobertura, la textura o los sistemas de extracción de biogás. Este método excluye del cálculo aspectos importantes como las tendencias de generación de biogás o la eficiencia de recuperación de biogás. Además, dado que está validado en campo en vertederos de California, es posible que no se ajuste a diferentes tipos de residuos y condiciones de operación, aunque si se pueden seleccionar las características climáticas.

De manera similar en concepto a LandGem, el modelo del IPCC se describió por primera vez en las “Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de invernaderos” de 1996. Su modelo FOD (First Order Decay) se utiliza actualmente en muchos países para recopilar información para el Informe Anual de Gases de Efecto Invernadero debido a su metodología simple y estructura accesible. Solo es necesario introducir algunas entradas en la herramienta: desechos aceptados a lo largo de los años y captura de biogás y riqueza de metano. Además, este modelo considera otros aspectos importantes como la oxidación del metano y las tasas de degradación de diferentes corrientes de residuos. Estas características lo han convertido en una herramienta interesante que se puede adaptar fácilmente a diferentes escenarios. Por estas razones, se eligió como modelo base en este estudio.

2.6 Medidas de reducción de emisiones

Para la mitigación de las emisiones de metano procedentes de los vertederos generalmente se toman medidas con dos enfoques diferentes. Por un lado, se potencia el uso de los sistemas de recolección de biogás para recuperarlo y obtener energía o quemarlo. Aunque estos sistemas solo son capaces de capturar en torno al 50-90% del biogás generado (Capaccioni et al., 2011) y su efectividad está condicionada, entre otros factores, por el tipo de cobertura existente (Pecorini y Iannelli, 2020). Por otro lado, se intenta reducir estas emisiones tratando de desviar los residuos que van a vertedero, potenciando otras formas de tratamiento como el reciclaje de los residuos, el compostaje o la incineración (Abushammala et al., 2014). Sin embargo, las medidas para reducir la cantidad de residuos que llegan a los vertederos no siempre resultan efectivas. Esto es debido principalmente a la dificultad para tratar algunos tipos de residuos, por malas políticas de gestión de estos o por motivos económicos.

Por estos motivos son necesarios otros tipos de medidas de reducción que puedan desarrollarse y aplicarse desde el propio vertedero, adaptándose así a las

posibilidades y características de cada sitio y pudiendo incorporarse en el momento que se crea oportuno.

Numerosos investigadores han estudiado los efectos de la oxidación microbiana del metano en los suelos, asegurando su efectividad en la reducción de las emisiones difusas (De Visscher et al., 1999; Scheutz et al., 2009; Ayodele et al., 2020). De hecho, la optimización de la oxidación microbiana del metano aparece mencionada en el 4º Informe de Evaluación del IPCC (2007) (Metz et al., 2007), como una de las tecnologías clave para la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en vertederos. A pesar de que existe un amplio conocimiento de estas técnicas, incluso documentos guía para su correcta aplicación (Scharff y Gronert, 2015), aún son motivo de investigación, con diferentes objetivos, como: potenciar la sostenibilidad de las técnicas empleadas, analizar la eficacia de oxidación de diferentes materiales, o mejorar los aspectos económicos.

Las medidas de oxidación del metano tienen un amplio rango de aplicaciones: para capturar las emisiones difusas si existe sistema de captación; en el inicio de la explotación del vertedero, cuando todavía no se ha puesto en marcha el sistema de extracción; en vertederos antiguos una vez que ha pasado su pico de máxima producción de biogás; en pequeños vertederos donde la instalación de un sistema de captación no es viable; o en el período posclausura (Huber-Humer et al., 2008).

En estudios como el de Stern et al. (2007) se analizaron 6 celdas de un vertedero situado en Florida. Sobre 3 de ellas se aplicó una biocobertura para fomentar la oxidación del metano, y se comprobó que estas celdas presentaban un porcentaje de oxidación del 64% en comparación con el 30% de las celdas de control, corroborando así la eficacia de estas técnicas.

La eficacia de los métodos de oxidación de metano depende de las técnicas de diseño, el material utilizado, la operación o los factores climáticos. Su rendimiento puede oscilar desde valores despreciables hasta casi el 100% (Huber-Humer et al., 2017). A pesar de los numerosos estudios realizados, no existen resultados concluyentes sobre el efecto de los factores que intervienen en el proceso de oxidación. Sin embargo, las investigaciones apuntan a que una cobertura, bien diseñada, puede favorecer la oxidación y minimizar las emisiones difusas en cualquier tipo de vertedero.

Aunque la oxidación microbiana es uno de los métodos de reducción de emisiones más estudiados en la actualidad, existen otras acciones de tipo técnico, relacionadas con la metodología de operación del vertedero, que pueden contribuir en gran medida

a la reducción de las emisiones. Sin embargo, no se ha encontrado en la bibliografía consultada información relevante sobre este tipo de medidas operacionales, como, por ejemplo, una check-list que facilite el control de este tipo de acciones.

2.7 Resumen y conclusiones

Tras el análisis de la literatura más reciente sobre emisiones de metano en vertederos se ha llegado a las siguientes conclusiones.

Por un lado, la heterogeneidad y complejidad de las variaciones en las emisiones hace imprescindible la combinación de medidas en campo con la utilización de modelos matemáticos de estimación. Dentro de los diferentes métodos existentes para la realización de las medidas en campo se ha seleccionado la técnica de cámara de flujo estática. La complejidad operacional del resto de técnicas, junto con su dependencia frente a condiciones meteorológicas y orográficas, han hecho de la cámara de flujo estática la opción más adecuada para este estudio. Sin embargo, será necesario desarrollar un protocolo que permita obtener una estimación adecuada de las emisiones, considerando la variabilidad espacial y temporal y atendiendo a la influencia de diferentes factores.

En cuanto a los modelos matemáticos de estimación, se han revisado los modelos más utilizados en la actualidad sopesando las ventajas y limitaciones de cada uno de ellos. La principal limitación que se ha encontrado en la mayoría de los modelos estudiados es la imposibilidad de realizar adaptaciones y modificaciones en los cálculos predeterminados. Por esta razón, se ha optado por utilizar como base para este estudio el modelo IPCC. Su formato accesible y su maleabilidad a la hora de adaptarlo a modificaciones o a la inclusión de nuevos parámetros, ha sido el principal atractivo para la selección de este modelo como base para el desarrollo del nuevo modelo de estimación. Para este nuevo modelo se estudiará la introducción de modificaciones que permitan obtener un mayor nivel de detalle para su adaptación a las particularidades de cada caso y unas estimaciones lo más precisas posible. Se estudiará la influencia de la inclusión de diferentes modificaciones en los resultados obtenidos, viendo así que modificaciones pueden tener más peso en la estimación.

Se ha revisado también la influencia de diferentes factores meteorológicos en las fluctuaciones de las emisiones. Debido a que múltiples factores, no sólo de carácter meteorológico, sino también operacionales y físico-químicos, afectan simultáneamente al conjunto de las emisiones, es de gran complejidad discernir entre la influencia de unos u otros. Aunque, entre todos los autores se llega a algunas

conclusiones comunes (como que una mayor temperatura aumenta la oxidación y por tanto crea una disminución en las emisiones de metano medidas, o que la presión atmosférica es uno de los factores más influyentes en los flujos de metano), aún es necesaria una mayor investigación para estudiar su influencia en la variabilidad de las emisiones en el tiempo y mejorar los métodos de estimación.

2.8 Referencias

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Irwan, D., Younes, M.K., 2014. Methane oxidation in landfill cover soils: A review. *Asian J. Atmos. Environ.* 8, 1-14. <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>

Aghdam, E.F., Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2019. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. *Waste Manag.* 87, 905-914. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045>

Alexander, A., Burklin, C., Singleton, A., 2005. Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide 56.

Allen, G., Hollingsworth, P., Kabbabe, K., Pitt, J.R., Mead, M.I., Illingworth, S., Roberts, G., Bourn, M., Shallcross, D.E., Percival, C.J., 2019. The development and trial of an unmanned aerial system for the measurement of methane flux from landfill and greenhouse gas emission hotspots. *Waste Manag.* 87, 883-892. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.024>

Amini, H.R., Reinhart, D.R., Mackie, K.R., 2012. Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties. *Waste Manag.* 32, 305-316. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.021>

Ayodele, T., Alao, M., Ogunjuyigbe, A.S., 2020. Effect of collection efficiency and oxidation factor on greenhouse gas emission and life cycle cost of landfill distributed energy generation. *Sustain. Cities Soc.* 52, 101821. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101821>

Babilotte, A., Lagier, T., Fiani, E., Taramini, V., 2010. Fugitive Methane Emissions from Landfills: Field Comparison of Five Methods on a French Landfill. *J. Environ. Eng.* 136, 777-784. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000260](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000260)

Bhailall, S., Bogner, J., Lee, C., Piketh, S.J., Curtis, C., Gcwensa, Q., 2016. Site specific landfill gas emissions: model comparisons to actual LFG yields and measured

methane and carbon dioxide fluxes at six landfill sites in South Africa. Proc. 23rd WasteCon Conf. 17-21 Oct. 2016, Emperors Palace, Johannesburg, South Africa 109-119.

Bogner, J., Meadows, M., Czepiel, P., 1997. Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. *Soil Use Manag.* 13, 268-277. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00598.x>

Börjesson, G., Danielsson, A., Svensson, B.H., 2000. Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4044-4050. <https://doi.org/10.1021/es991350s>

Börjesson, G., Svensson, B.H., 1997. Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation. *Waste Manag. Res.* 15, 33-54. <https://doi.org/10.1177/0734242x9701500104>

Capaccioni, B., Caramiello, C., Tatàno, F., Viscione, A., 2011. Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. *Waste Manag.* 31, 956-965. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.004>

Chai, X., Tonjes, D.J., Mahajan, D., 2016. Methane emissions as energy reservoir: Context, scope, causes and mitigation strategies. *Prog. Energy Combust. Sci.* 56, 33-70. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2016.05.001>

Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., Chanton, J., 2001. Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing emissions and methane oxidation. *Waste Manag. Res.* 19, 595-612. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900616>

Dalal, R.C., Allen, D.E., Livesley, S.J., Richards, G., 2008. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: A review, *Plant and Soil.* <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9446-7>

De Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G., Milia, S., 2009. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. *Waste Manag.* 29, 1026-1034. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.016>

De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., Van Cleemput, O., 1999. Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1854-1859. <https://doi.org/10.1021/es9900961>

Donovan, S.M., Bateson, T., Gronow, J.R., Voulvoulis, N., 2010. Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. *Sci. Total Environ.* 408, 1979-1984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.12.011>

Eklund, B.M., Balfour, W.D., Schmidt, C.E., 1984. Measurement of fugitive volatile organic compound emission rates with an emission isolation flux chamber. *Am. Inst. Chem. Eng. Natl. Meet.* 40694.

Global Methane Initiative, 2020. Global Methane Emissions and Mitigation Opportunities. *Glob. Methane Initiat.* 1-4.

Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Cristóbal, J., Thalasso, F., 2016. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. *Waste Manag.* 55, 299-305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.004>

Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Maldonado, E., Salinas, J., Thalasso, F., 2015. Detection of hotspots and rapid determination of methane emissions from landfills via a ground-surface method. *Environ. Monit. Assess.* 187. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4083-0>

Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Martinez-Cruz, K., Fochesatto, G.J., Thalasso, F., 2021. Spatial and temporal distribution of methane emissions from a covered landfill equipped with a gas recollection system. *Waste Manag.* 121, 373-382. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.017>

Huber-Humer, M., Hrad, M., Schloffer, K., Kammerer, G., 2017. Implementation of Biowindows for Degasification of an Older Municipal Solid Waste Landfill After Removal of the Active Gas Extraction System, en: *Proceedings Sardinia 2017*.

Huber-Humer, M., Gebert, J., 2021. Methane oxidation systems to mitigate landfill gas emissions from landfills: Methane oxidation systems to mitigate landfill gas emissions from landfills.

Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H., 2008. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Manag. Res.* 26, 33-46. <https://doi.org/10.1177/0734242X07087977>

IPCC, 2007. Informe aceptado por el Grupo de Trabajo I del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático pero no aprobado en detalles. Cuarto Inf. Evaluación 77.

IPCC, 2006a. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 2. DATOS DE GENERACIÓN, COMPOSICIÓN Y GESTIÓN DE DESECHOS 1-24.

IPCC, 2006b. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC 5, 6.1-6.49. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.05320.x>

Jain, P., Wally, J., Townsend, T.G., Krause, M., Tolaymat, T., 2021. Greenhouse gas reporting data improves understanding of regional climate impact on landfill methane production and collection. *PLoS One* 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246334>

Jeong, S., Park, J., Kim, Y.M., Park, M.H., Kim, J.Y., 2019. Innovation of flux chamber network design for surface methane emission from landfills using spatial interpolation models. *Sci. Total Environ.* 688, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.142>

Karanjekar, R. V., Bhatt, A., Altouqui, S., Jangikhatoonabad, N., Durai, V., Sattler, M.L., Hossain, M.D.S., Chen, V., 2015. Estimating methane emissions from landfills based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: The CLEEN model. *Waste Manag.* 46, 389-398. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.030>

Laurila, T., Tuovinen, J.P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J., Vesala, T., 2005. Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method. *Geophys. Res. Lett.* 32, 1-5. <https://doi.org/10.1029/2005GL023462>

Lohila, A., Laurila, T., Tuovinen, J.P., Aurela, M., Hatakka, J., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J., Vesala, T., 2007. Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes at a municipal landfill. *Environ. Sci. Technol.* 41, 2717-2722. <https://doi.org/10.1021/es061631h>

McBain, M.C., Warland, J.S., McBride, R.A., Wagner-Riddle, C., 2005. Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill. *Waste Manag. Res.* 23, 409-419. <https://doi.org/10.1177/0734242X05057253>

Metz, B., Meyer, L., Bosch, P., 2007. Climate Change 2007. Mitigation of Climate Change. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511546013>

Mønster, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2019. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. *Waste Manag.* 87, 835-859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>

Nwachukwu, A.N., Anonye, D., 2013. The effect of atmospheric pressure on CH₄ and CO₂ emission from a closed landfill site in Manchester, UK. *Environ. Monit. Assess.* 185, 5729-5735. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2979-0>

Pecorini, I., Iannelli, R., 2020. Landfill GHG Reduction through Different Microbial Methane Oxidation Biocovers. *Processes* 8, 591. <https://doi.org/10.3390/pr8050591>

Poulsen Tjalfe G., G., Christophersen, M., Moldrup, P., Kjeldsen, P., 2003. Relating landfill gas emissions to atmospheric pressure using numerical modelling and state-space analysis. *Waste Manag. Res.* 21, 356-366. <https://doi.org/10.1177/0734242x0302100408>

Rachor, I.M., Gebert, J., Gröngröft, A., Pfeiffer, E.M., 2013. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 16-26. <https://doi.org/10.1111/ejss.12004>

Sattler, M., Bhatt, A., 2017. Landfill Gas Generation and Emission Models.

Scharff, H., Gronert, R., 2015. Documento guía sobre la reducción de las emisiones de gases de vertedero 2015. Gob. Vasco. Dep. Medio Ambient. y Política Territ. 189.

Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J.E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H.A., Huber-Humer, M., Spokas, K., 2009. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Manag. Res.* 27, 409-455. <https://doi.org/10.1177/0734242X09339325>

SEPA, Environmental Agency, 2004. Guidance on Management of Landfill Gas.

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., 2011. A process-based inventory model for landfill CH₄ emissions inclusive of seasonal soil microclimate and CH₄ oxidation. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 116. <https://doi.org/10.1029/2011JG001741>

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y.M. Le, Hebe, I., 2006. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture

by gas collection systems? *Waste Manag.* 26, 516-525.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021>

Spokas, K., Bogner, J., Corcoran, M., Walker, S., 2015. From California dreaming to California data: Challenging historic models for landfill CH₄ emissions. *Elementa* 3, 1-16. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000051>

Spokas, K., Graff, C., Morcet, M., Aran, C., 2003. Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Manag.* 23, 599-607.
[https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00102-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00102-8)

Stern, J.C., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriza, S., Bogner, J., 2007. Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Manag.* 27, 1248-1258.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.018>

Xu, L., Lin, X., Amen, J., Welding, K., McDermitt, D., 2014. Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission. *Global Biogeochem. Cycles* 28, 679-695. <https://doi.org/10.1002/2013GB004571>

Zhang, C., Guo, Y., Wang, X., Chen, S., 2019. Temporal and spatial variation of greenhouse gas emissions from a limited-controlled landfill site. *Environ. Int.* 127, 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.052>

Capítulo 3

Metodología de medida de
emisiones en campo

3.1 Introducción

Como se detalla en el capítulo anterior, las emisiones de biogás medidas en un mismo vertedero varían significativamente, tanto espacial como temporalmente (McBain et al., 2005) y están influenciadas por numerosos factores. La adecuada cuantificación de las emisiones superficiales en campo supone un reto, en el que deben tenerse en cuenta todos los factores que pueden afectar a su fluctuación en espacio y tiempo. Los hotspots pueden representar un porcentaje significativo de las emisiones superficiales totales, dificultando la estimación de las emisiones y alterando los resultados totales obtenidos. De la misma forma, tal y como se expone en el apartado 2.4 de esta tesis, la influencia de los factores meteorológicos en las emisiones de los vertederos se ha estudiado durante años por numerosos autores sin llegar a una conclusión común (McBain et al., 2005; Rachor et al., 2013; Aghdam et al., 2019; Jain et al., 2021). Por ello, es necesario el estudio de su influencia en las variaciones de las emisiones medidas en el vertedero de estudio.

Para establecer una metodología eficaz para la medida de emisiones superficiales en campo se han realizado una serie de campañas de campo en un vertedero de estudio. A través de estas campañas se han ido analizando los aspectos más importantes a tener en cuenta para el establecimiento de una metodología que abarque todas las fases necesarias para la cuantificación, desde la preparación inicial de las campañas hasta el procesamiento de los datos y el análisis de los resultados.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Vertedero de estudio

El vertedero de estudio está ubicado en el norte de España, donde predomina un clima templado con abundantes precipitaciones, especialmente en las estaciones más frías. En la Figura 3-1 se recogen los valores climatológicos normales para la capital de la región registrados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) en el periodo comprendido entre los años 1998-2022. Este vertedero forma parte de un complejo medioambiental, formado por una planta de tratamiento integral de residuos que incluye una planta de tratamiento mecánico-biológico y una planta de valorización energética, una estación de tratamiento de lixiviados y una de aprovechamiento energético del biogás. En esta región las fracciones de papel y cartón, envases y vidrio se recogen de forma separada para su posterior tratamiento en diferentes

instalaciones especializadas. La fracción resto se transporta a las instalaciones del complejo medioambiental donde a través de la planta de tratamiento integral de residuos se clasifican los materiales, separando aquellos que pueden ser aprovechados. Finalmente, los rechazos procedentes de estos procesos son depositados en el vertedero. El vertedero comenzó su operación en el año 1989, desde entonces, se han depositado más de 2 millones de toneladas de residuos en una superficie total de aproximadamente 20 ha (Figura 3-2).

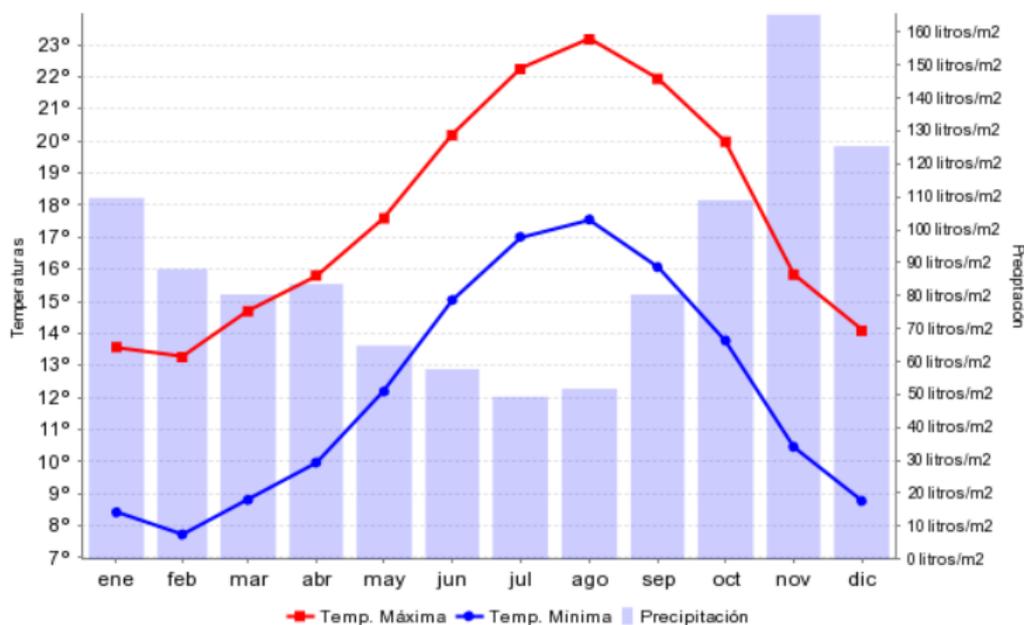


Figura 3-1. Rangos de valores climáticos medios anuales en la capital de la región, registrados por la AEMET en el periodo (1998-2022). (Fuente : web Meteocantabria)

Los residuos se disponen en el vertedero en capas de 4 m, entre las cuales se instalan capas de cobertura intermedia de un material margo-arcilloso de 0,3 m.

Las primeras capas del vertedero recibieron RSU mixtos frescos, sin tratamiento previo, hasta que en 2002 se instaló la planta de tratamiento mecánico-biológico (TMB). En esta planta se tratan a diario aproximadamente 220.000 T de RSU (Molleda et al., 2020). La primera etapa de tratamiento de la planta incluye la separación de materiales reciclables y de alto poder calorífico, que se valorizan en la planta de valorización energética anexa. En la siguiente etapa, la fracción de residuos menor a 90 mm se estabiliza biológicamente en una zona cubierta, sin adición de agua u otros elementos, durante 8 semanas. Después de la estabilización aeróbica, un tratamiento de afino permite separar las impurezas o "rechazos" de la fracción bioestabilizada. Estos rechazos (rechazos TMB) conforman el material destinado al depósito final en el vertedero, junto con la escoria de la planta de valorización energética, y otros residuos no peligrosos provenientes de restaurantes, comercios, hospitales o

industrias, que no pasan por la planta TMB. Desde 2018, debido a modificaciones en la regulación del uso de fertilizantes en suelos, la fracción bioestabilizada obtenida tras el proceso de fermentación aerobia llevado a cabo en la planta de TMB, se deposita también en el vertedero.



**Figura 3-2. Fotografía aérea de la superficie del vertedero del 16 de marzo de 2021.
Fuente: INTEDIG S.L., 2020**

Más de 120.000 T de residuos se depositan en el vertedero cada año, siendo el *Rechazo de TMB* la fracción más abundante, representando el 40% del total de residuos que llegan al vertedero, (López et al., 2018) seguido de otras fracciones como *Otros putrescibles orgánicos* y *Madera o similares*. En la Tabla 3-1 se muestran las entradas de residuos anuales divididas en las diferentes fracciones desde el año de comienzo de operación del vertedero. A modo de resumen en la Figura 3-3 se muestra la evolución del tipo de residuos depositados en el vertedero a lo largo de los años de explotación.

Tabla 3-1. Entradas de residuos anuales desde el comienzo de la explotación. Fuente: MARE.

T/año	Papel / Cartón	Textiles	Otros putrescibles orgánicos	Residuos de alimentos	Madera y similares	Rechazo de compostaje	Lodos EDAR	Compost	Otros	TOTAL
1989			89.373				1.566		52	90.991
1990			107.266				1.880		62	109.209
1991			125.445				2.199		73	127.717
1992			137.628				2.412		80	140.120
1993			137.818				2.415		80	140.314
1994			138.580				2.429		81	141.089
1995			143.529				2.516		84	146.128
1996			156.854				2.749		91	159.695
1997			161.708				2.834		94	164.637
1998			173.225				3.036		101	176.362
1999			211.582				3.708		123	215.413
2000			257.542				4.514		150	262.205
2001			254.158				4.454		148	258.760
2002			148.649			81.144	6.923		209	236.925
2003			42.838			190.053	7.199		247	240.337
2004			48.297			199.665	26.712		119	274.674
2005			52.481			194.465	30.691		204	277.637
2006			65.420			143.738	33.476		273	242.634
2007		67	64.781	1.616	1.586	74.671	38.045		39.991	180.766
2008	2	172	49.367	4.667	4.186	60.537	32.380		29.740	151.311
2009	7	51	43.224	3.381	4.876	56.618	17.240		26.227	125.396
2010	7	24	38.636	3.566	4.128	57.214	6.694		27.393	110.269
2011	12	22	31.126	2.859	8.720	48.252	5.566		23.950	96.557
2012	11	12	23.944	2.364	7.687	41.950	5.029		23.098	80.996
2013		5	25.516	1.573	8.125	34.492	3.158		18.612	72.869
2014		7	21.912	1.404	8.723	35.445	3.067		21.485	70.558
2015		74	24.914	1.447	10.036	36.605	3.178		19.428	76.254
2016		46	111.412	1.826	10.454	42.838	2.729		19.429	169.304
2017		8	101.914	1.708	13.083	42.054	2.685		18.985	180.436
2018		34	24.289	1.717	15.542	66.171	2.366	9.526	17.242	136.887
2019		22	24.221	1.724	21.058	49.744	2.058	22.747	19.132	140.706
2020	26	10	19.714	1.548	19.520	47.509	2.303	15.776	21.293	127.698

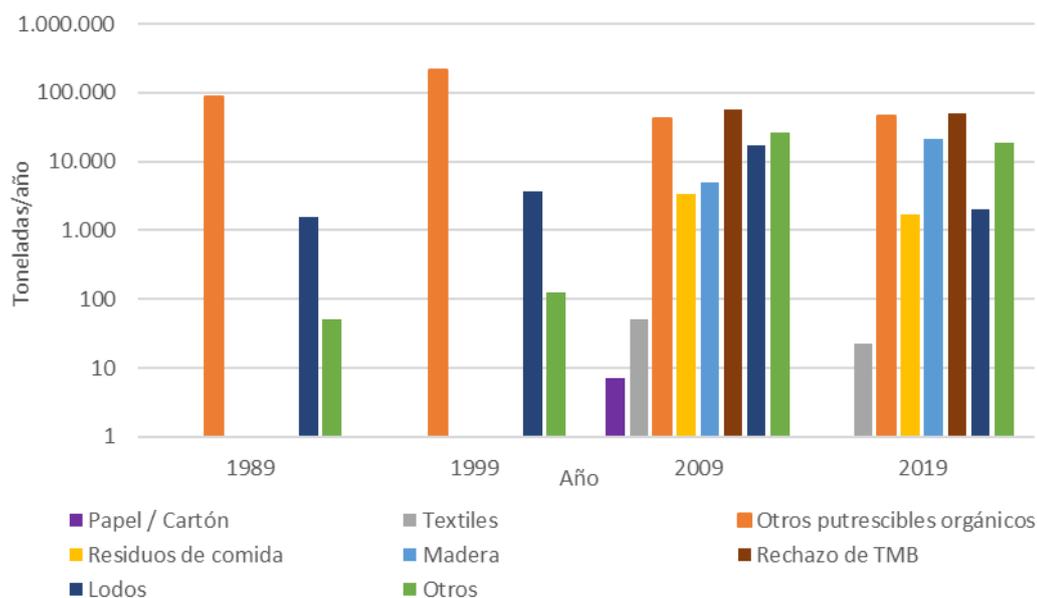


Figura 3-3. Evolución de la entrada de residuos en el vertedero a lo largo de los años

Cada una de las zonas que componen el vertedero cuenta con una serie de características distintas, que pueden deberse a la instalación de coberturas con diferentes materiales, la antigüedad y tipología de los residuos depositados en cada zona, la eficacia del sistema de captación de biogás o incluso el tipo de relieve superficial existente. Estas diferencias influyen directamente en la cantidad de gases emitidos a la superficie, puesto que puede variar tanto la generación de gas en la masa de residuos como el flujo de gas que atraviesa las coberturas. Dadas estas circunstancias, para facilitar el estudio de las emisiones superficiales y la toma de medidas, en base a las recomendaciones sugeridas en distintas metodologías (Environmental Protection Agency, 2011), se dividió el vertedero en las siguientes zonas.

Celda A

Zona ubicada en la parte norte del área de disposición. Se trata del primer volumen de vertido, explotado desde 1989 hasta 1991. Una vez finalizado el vertido, esta zona fue sellada con materiales arcillosos, tierra y vegetación.

Esta zona ha sido acondicionada para instalar las oficinas, báscula y taller de la empresa explotadora del vertedero. La superficie restante está cubierta de vegetación salvo en las franjas habilitadas para circulación de camiones, y no parece afectada por emisiones de gas. En el año 2020 se instaló en esta zona una plataforma de hormigón para depositar el material bioestabilizado procedente de la planta de TMB (Figura 3-4).



Figura 3-4. Plataforma de hormigón para el depósito de material bioestabilizado procedente de la planta TMB.

Celda B

Esta es la sección de operación activa durante el presente estudio, que puede dividirse en dos fases de funcionamiento, B1 y B2. En la Fase B1 se depositaron los residuos desde el año 1991 hasta 2011, cuando se comenzó el sellado de esta fase con doble capa de arcilla, geomembrana y una capa superior de gravas (según especificaciones de la Directiva del Consejo (1999) y MITECO (2020)) (Figura 3-5). Tras su sellado se comienza la explotación de la Fase B2 como expansión vertical, completamente aislada a nivel hidráulico y gaseoso de la fase anterior.



Figura 3-5. Fase B1 una vez sellada.

En la Fase B2 se han depositado los residuos desde octubre de 2011, en sucesivas capas (dos hasta el momento) de 4 m de espesor. Cada capa queda cubierta con materiales margo-arcillosos extraídos del propio vaso, rechazo de cantera y escorias de incineración según sea la fase de explotación.

Al tratarse de la única zona con cobertura temporal, esta zona es, a priori, la mayor fuente de emisiones superficiales, y será por tanto la que reúna un mayor esfuerzo de medida en campo. Para facilitar el estudio de la Fase B2, esta se dividió en 5 subzonas que se describen en la Tabla 3-2.

Tabla 3-2. Descripción de las subzonas que componen la Fase B2.

Subzona	Descripción
Zona Compactada	Área con los residuos más antiguos de la Fase B2, depositados aproximadamente hace 10 años. Correspondiente a la explotación inicial del vaso, con cubierta margosa, modificada por la presencia de caminos y vegetación.
Meseta junto a taludes	Área cubierta temporalmente con una capa de arcilla de 0,4 m, donde se depositaron residuos entre los años 2016 y 2017. Presenta zonas de acumulación de lixiviado.
Taludes de explotación reciente	Área cubierta temporalmente con una capa de arcilla de 0,4 m, donde se depositaron residuos entre los años 2016 y 2017. Su cobertura intermedia presenta fuertes erosiones provocadas por arrastre de material con la lluvia en algunas zonas.
Meseta de explotación reciente	Cuenta con cobertura intermedia de 0,4 m de arcilla, donde se depositaron residuos en los últimos 5 años. En algunos lugares puede presentar erosiones y encharcamientos.
Frente de vertido	Área de operación donde se depositan y compactan los residuos en el período considerado.

Capítulo 3

En las subzonas de Meseta junto a taludes, Taludes de explotación reciente y Zona compactada se ha empleado como material de cobertura material de rechazo de cantera, que presenta gran proporción de finos que van siendo lavados por el agua de lluvia.

Talud de cierre

El talud de contención del vertedero se va construyendo a medida que este crece en altura. Está formado por un gran espesor de material mineral, que puede considerarse cobertura final, y presenta vegetación en su superficie, como muestra la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**



Figura 3-6. Talud de cierre.

En la Figura 3-7 se muestra la disposición de las diferentes áreas del vertedero, descritas anteriormente. A modo de ejemplo, dado que el área de cada subzona fue cambiando de la primera campaña a la última por las labores de operación, las diferentes subzonas de la Fase B2 del vertedero durante la última campaña en junio de 2021 también se muestran en la Figura 3-7.

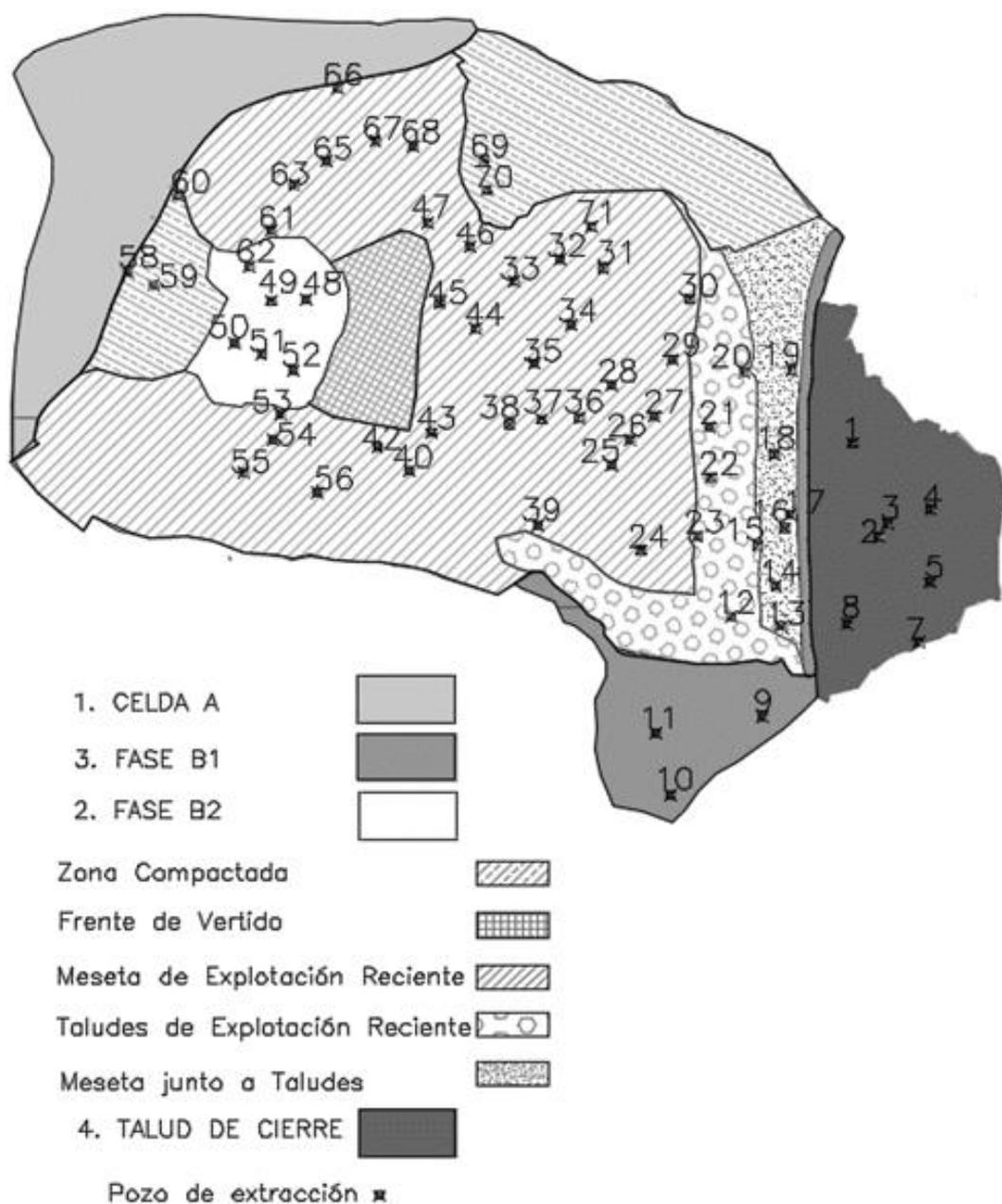


Figura 3-7. Disposición de las diferentes áreas que componen el vertedero de estudio durante el período experimental. Los números en color negro representan los 71 pozos de extracción de gas.

En la fecha de realización de este estudio, la Fase B1 se encuentra cubierta casi en su totalidad por la Fase B2, solo una pequeña superficie queda aún descubierta. En la Figura 3-7 se representa, también, la disposición de los 71 pozos colectores de biogás con sus correspondientes números de identificación.

El sistema de captación de biogás está formado por 71 chimeneas o pozos de gas verticales, el recreido de estos pozos se realiza a medida que el vertedero crece en

altura. Los pozos atraviesan todas las capas de desechos y se conectan al mismo sistema de captación de biogás. El biogás captado puede ser aprovechado para la generación de energía. Para ello las instalaciones cuentan con un grupo de seis motores eléctricos con una capacidad total de generación de 2.862 KW. Actualmente la extracción promedio es de 400-450 Nm³/h de biogás, generando aproximadamente 1MW de energía eléctrica. También existe un sistema de antorcha que permite regular los excedentes captados, reduciendo las emisiones mediante la combustión del metano que es transformado en dióxido de carbono. La captación de biogás en el vertedero de estudio ha variado a lo largo de sus años de operación desde la instalación del sistema de extracción en el año 2000, como se muestra en la Figura 3-8.

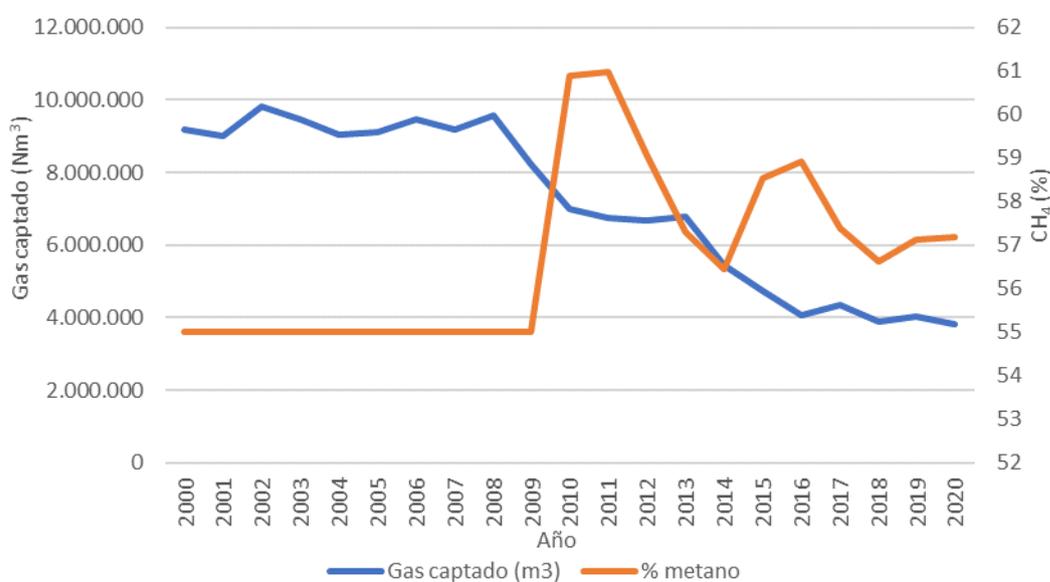


Figura 3-8. Evolución de la captación de biogás y la riqueza de metano en el mismo.
Fuente: MARE.

El sistema de recolección de lixiviados consta de una capa de 50 cm de gravas en la parte inferior del vertedero, Fase B1, con sus correspondientes tubos de recogida de lixiviados y en cada capa de vertido se dispone de una red de drenaje dendrítica. Esta red está formada por drenajes transversales de grava (paralelos al muro de contención) que conducen el lixiviado por la tubería principal. A través de esta tubería se recoge el lixiviado captado en todas las capas y se transporta a las balsas de regulación para su tratamiento posterior en la estación de depuración de aguas residuales existente en las instalaciones.

3.2.2 Campañas de campo

Como se describe en el apartado 2.2 del Capítulo 2 del presente documento, existen diferentes técnicas para realizar medidas de cuantificación de emisiones en campo. Cada una de estas técnicas tiene una serie de ventajas y desventajas que las hacen más o menos adecuadas según los objetivos del estudio que se realice, las características del sitio y los recursos de los que se disponga. Como aliciente para la selección del método más adecuado en este caso, el grupo de investigación en el que se realiza este estudio tiene amplia experiencia en los métodos de cerramiento de superficie, además cuenta con el equipamiento necesario para la realización de este tipo de medidas. Por ello, en lo que concierne al caso de estudio de esta investigación a pesar de sus posibles limitaciones, se utilizarán técnicas de cerramiento para la medida de emisiones en campo, en concreto, se utilizará la cámara de flujo estática. Esta técnica estima las emisiones totales de biogás basándose en las medidas en un cierto número de puntos, analizando la tasa de incremento de la concentración de biogás dentro de la cámara, permite realizar un seguimiento pormenorizado en cada una de las zonas que componen el vertedero, pudiendo analizar la variabilidad de los flujos de emisión en puntos específicos. A pesar del gran trabajo de campo que supone llevar a cabo este método de medida, presenta ventajas respecto a otras técnicas como los bajos requerimientos técnicos, su adaptabilidad a distintos tipos de suelos y superficies, su independencia con las condiciones meteorológicas y, además, no requiere elevados costes.

Para las 9 campañas de campo y el protocolo de monitoreo se consideraron dos normas de referencia: Guidance on monitoring landfill gas surface emissions (LFTGN07) (Environment Agency Wales, 2010) y Air Guidance Note 6 Surface VOC Emissions Monitoring on Landfill Facilities (AG6) (Environmental Protection Agency, 2011), que constituyen hoy en día unas de las referencias más utilizadas para el seguimiento de las emisiones de los vertederos (Mønster et al., 2019; Jeong et al., 2019; Scheutz & Kjeldsen, 2019).

Como paso preliminar para cuantificar las emisiones superficiales, las normas recomiendan realizar un recorrido superficial (“walkover”) para reconocer las condiciones generales del vertedero. Este primer estudio general sirve como orientación para determinar la variación de las emisiones a lo largo de la superficie, siendo posible la localización de las zonas con mayores emisiones. Estas variaciones pueden ser debidas a distintos elementos de la topografía del vertedero, como pendientes y crestas (Rachor et al., 2013) o las propiedades del suelo de cobertura, como el espesor, la porosidad o el potencial de oxidación (Abushammala et al., 2014).

El walkover consiste en recorrer lentamente la superficie del vertedero (a una velocidad inferior a 0,5 m/s) con el instrumento de medida adaptado para tomar muestras superficiales y registrar continuamente la concentración de gases. Las muestras deben tomarse a una altura de aproximadamente 5 cm por encima de la superficie, para evitar los efectos del viento y la rugosidad de la superficie. Para hacer esto, se conectó al sensor de gas metano, que se describe en detalle en el apartado 3.2.3, un dispositivo de muestreo adaptado con una sonda de muestreo en forma de “bastón” específica para ello (Figura 3-9).



Figura 3-9. Sonda de muestreo para la realización del walkover.

En la Figura 3-10 se muestran los resultados obtenidos en escala de color y tamaño siendo los puntos más grandes y rojizos los que cuentan con mayores concentraciones de metano. A partir de estos resultados, se determinó el área con mayor potencial de altas emisiones, en este caso la Fase B2. Para esta fase, donde se espera un flujo de emisión significativamente superior al del resto de la superficie del vertedero, se siguen las recomendaciones de la norma Guidance on monitoring landfill gas surface emissions (LFTGN07) (Environment Agency, 2010). Esta norma establece un mínimo de seis mediciones y un número adicional de puntos de medición igual a 0,15 veces la raíz cuadrada del área (en m²). Esto supone un total de 57 puntos de medida. Para distribuirlos uniformemente sobre los 113.796 m² de superficie, a esta cifra le corresponde una cuadrícula lateral de 45 m. A medida que el frente de vertido del vertedero fue avanzando, las superficies de las diferentes áreas variaron, pero se mantuvo la misma cuadrícula lateral para cada área.

En la Figura 3-11, se muestra la cuadrícula establecida para la realización de las medidas y la distribución de las zonas del vertedero durante la primera campaña de medida (mayo 2019).

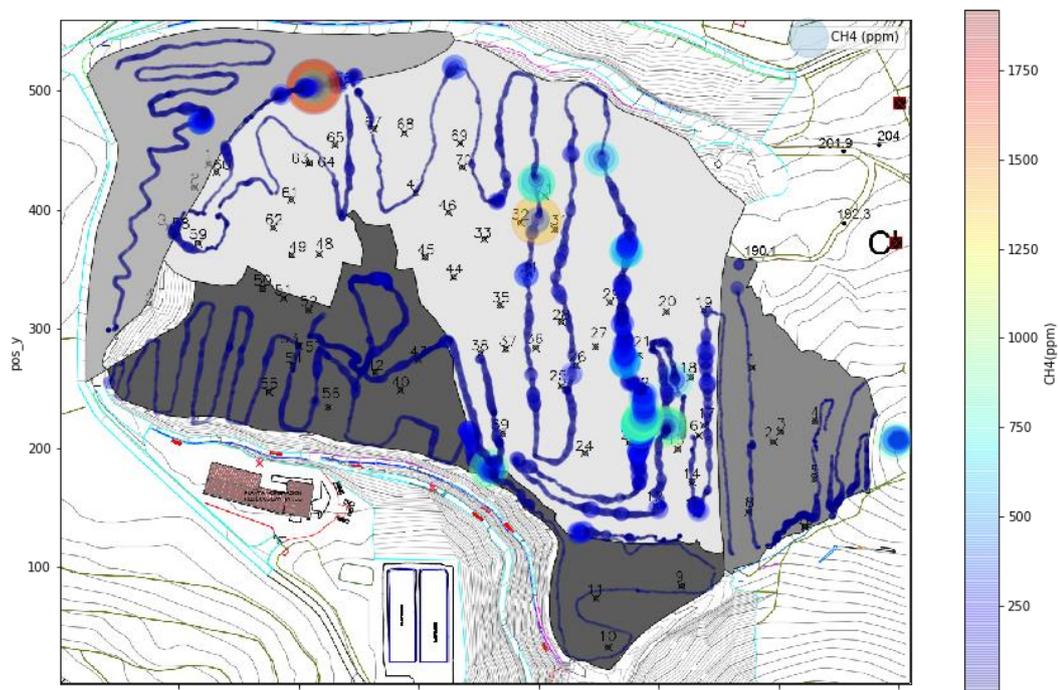


Figura 3-10. Resultados de las concentraciones de metano medidas durante el barrido superficial realizado en mayo 2019.

Anticipando que el resto de las zonas contarían con emisiones de menor magnitud, y además representan una superficie menor, se seleccionó un menor número de puntos para estas, como se muestra en la Tabla 3-3. En la Celda A, se estableció el número mínimo de medidas exigidas por la norma que corresponde a 6 puntos. Para la Fase B1 y el Talud de cierre, puesto que se esperaba que las emisiones fueran prácticamente despreciables, se estableció un menor número de puntos.

Considerando la alta influencia de las condiciones atmosféricas (McBain et al., 2005; Rachor et al., 2013) en las campañas de campo se evitaron condiciones adversas como precipitaciones, vientos fuertes, alta temperatura o alta presión. Además, tal y como indica la norma Guidance on monitoring landfill gas surface emissions (LFTGN07) (Environment Agency, 2010) se evitó la realización de campañas de campo tras periodos de lluvias o cuando la superficie del vertedero permaneciera húmeda o con presencia de charcos.



Figura 3-11. Zonificación del vertedero según potencial de emisión superficial y mallado propuesto para distribución de puntos de medida.

Tabla 3-3. Superficie y número de puntos de muestreo en cada zona del vertedero.

Áreas	m ²	n	Tamaño de cuadrícula (m)
Celda A	28.659	6	69
Fase B2	113.796	57	45
Fase B1	45.168	4	106
Talud de cierre	21.862	4	74
TOTAL	209.485	71	

3.2.3 Instrumentación

El grupo de investigación, basándose en otros trabajos consultados (Abichou et al., 2006; Di Trapani et al., 2013; Zhang et al., 2019) diseñó una cámara estática específica, con una superficie de 50 x 50 cm y 10 cm de altura. Para facilitar el manejo, la cámara fue construida en aluminio y pintada en blanco para reflejar los rayos solares y evitar un calentamiento excesivo. 2 cm antes del borde inferior de la cámara, esta cuenta con una banda de 2 cm que bordea todo el perímetro para ajustar la precisión del volumen útil de la cámara. Debajo de esta pieza hay también una lámina de neopreno para asegurar el sellado de esta con el terreno. Dispone de tres conexiones externas a través de válvulas que permiten la conexión de diferentes dispositivos de monitorización. En la Figura 3-12 se muestra un esquema y una fotografía de la cámara.

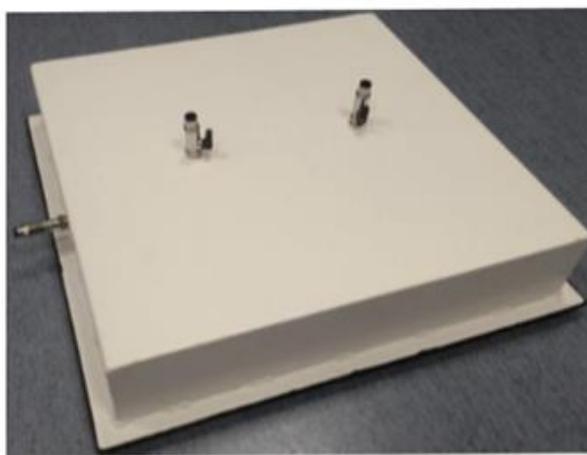
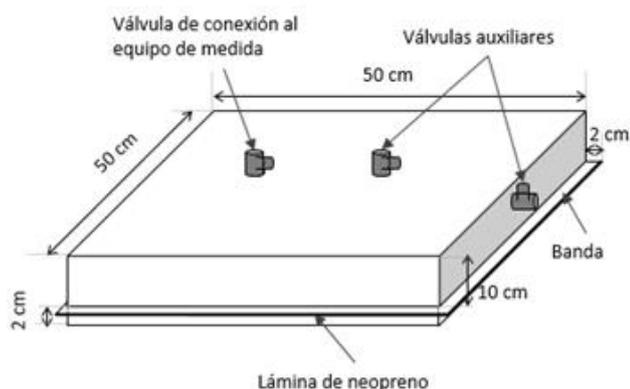


Figura 3-12. Cámara de flujo estática.

El principal instrumento utilizado fue el equipo de detección de gas LASER ONE: instrumento de detección de gas digital fabricado por HUBERG (Figura 3-13). Es un equipo selectivo para la detección de gas metano en bajas concentraciones mediante tecnología láser. Su rango de medición es de 0 a 10.000 ppm y alcanza una resolución de 1 ppm. Este equipo también cuenta con un sistema GPS integrado y un registro de mediciones, por lo que los puntos medidos se pueden ubicar en un mapa.



Figura 3-13. Equipo de detección de gas Laser One de Huberg.

En cada punto de medición se conectó el equipo LASER ONE a la cámara estática y esta se colocó sobre la superficie. En los puntos donde hincar la cámara en la superficie es imposible debido a las condiciones del terreno, esta se selló con material

arcilloso para minimizar las fugas de gas durante la medida. Las medidas de concentración de metano dentro de la cámara se registraron durante aproximadamente 5 min en cada punto. Dado que el dispositivo registra medidas de concentración cada segundo, se obtienen en torno a 300 valores de concentración para cada punto de medida.

3.2.4 Análisis de datos

Una vez registrados todos los puntos en el dispositivo, se realiza el procesamiento de los datos. La tasa promedio de aumento de la concentración de metano ($\text{mg}/\text{m}^3/\text{s}$) en cada punto es la pendiente de la línea de concentración que se puede obtener mediante la regresión lineal de las mediciones registradas. La pendiente se mide en el tramo ascendente de la curva. Esta aproximación solo se considera válida si el coeficiente de regresión R^2 es superior a 0,8, el gráfico tiene más de 5 puntos y el cambio de concentración registrado es superior a cero (Environment Agency Wales, 2010). Si alguna de estas condiciones no se cumple, se asume por defecto un flujo de $0,00005 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{s}$. Para obtener la tasa de emisión por unidad de superficie ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{s}$) de los puntos que sí cumplen las condiciones establecidas, el valor obtenido se multiplica por la altura de la cámara, en este caso de estudio, de acuerdo con las dimensiones de la cámara de flujo utilizada, 0,12 m.

Siguiendo las indicaciones de la norma, se realizó un promedio aritmético de las emisiones de los puntos medidos en cada zona y la emisión global del vertedero se obtuvo inicialmente como suma de las emisiones de cada zona.

Para analizar la influencia de las condiciones meteorológicas y operacionales, en cada campaña de medición se registraron los datos de riqueza y captación del biogás durante el período correspondiente y las precipitaciones, temperatura y presión atmosférica de los días de medición y las semanas previas. Los datos meteorológicos se obtuvieron de la estación meteorológica situada en el vertedero, que registra datos horarios diariamente de dirección del viento, temperatura, humedad, presión, radiación solar, precipitaciones y punto de rocío. Tanto estos, como los valores de riqueza y captación del biogás, fueron proporcionados por la empresa supervisora de la explotación del vertedero.

Una vez finalizadas las campañas, se estudió la correlación entre los flujos medios de metano obtenidos en cada campaña y las condiciones operativas y fluctuaciones meteorológicas.

Para analizar esta relación se estudiaron diferentes métodos con el fin de aprovechar al máximo las conclusiones extraíbles del análisis de los datos.

Modelo de regresión

Se creó un modelo matemático a través del programa Jupyter Notebook, que mediante diversos métodos de análisis de correlación estudiara la relación entre las diferentes variables que se enumeran a continuación.

- Posición x e y: en coordenadas UTM de cada punto
- Valor del flujo de emisión de cada punto (mg/m²/día)
- Campaña
- Zona
- Antigüedad de los residuos vertidos en cada zona
- Distancia de los puntos de emisión a las chimeneas tapadas
- Distancia desde los puntos de emisión a las chimeneas abiertas
- Tipo de Cobertura
- Vegetación en la superficie
- Temperatura (°C) y presión (mbar)

Algunas de estas variables se fueron descartando en el proceso de análisis por tener una relación directa entre sí, suponiendo una generación de “ruido” en el análisis del modelo y poca información adicional. Las variables eliminadas fueron “Presencia de vegetación” por no considerarse suficientemente relevante y “Antigüedad de los residuos” por su relación directa con otras variables.

El modelo se dividió en dos partes. Una primera de “Clasificación” en la que se distinguieron los puntos de mayor y menor emisión y otra de “Regresión” en la que se analizaban los puntos de emisión elevada. En la parte de “Regresión” se estudiaban los valores de los puntos medidos a través de distintos modelos de regresión: Regresión lineal, Bayesian Ridge, Multilayer perceptron, Kernel Ridge, Support vector with linear kernel, Support vector with RBF kernel, Decision tree, Random forest, Gradient boosting y K-Nearest Neighbors.

Durante el análisis del modelo se detectaron las variables más influyentes: posición, temperatura, zona y distancia a chimenea tapada. Se comprobó que las temperaturas altas disminuyen la probabilidad de presencia de puntos con elevada emisión.

También se observó que una distancia muy lejana o muy cercana a una chimenea tapada aumenta las probabilidades de ser emisor alto. En cuanto a las variables menos influyentes, la presión y la cobertura no parecieron ser muy relevantes.

Tanto en entrenamiento como en test, el Random Forest es el algoritmo que mejores resultados proporciona. La capacidad de predicción del modelo es de $R^2 = 0,88$ en entrenamiento y $R^2 = 0,45$ en test.

Se analizó la practicidad del modelo y se encontraron una serie de inconvenientes para su utilización en el análisis de correlación de las variables.

Entre los inconvenientes que se encontraron, se observó que, para una misma campaña, los datos de las condiciones meteorológicas al ser iguales para todos los puntos medidos no aportaban información extra por lo que su análisis dentro del modelo podría alterar los resultados obtenidos. Del resto de variables analizadas, la zona, tipo de cobertura, vegetación en superficie y antigüedad de los residuos, presentaban una relación directa entre ellas por lo que no aportaban información extra a los resultados, entorpeciendo la posibilidad de obtener conclusiones precisas. Por otro lado, el número de variables analizadas no era lo suficientemente grande como para que este tipo de modelos llegaran a una predicción adecuada, de nuevo aportando resultados confusos que podrían inducir a error en las conclusiones obtenidas.

Todo ello, unido a la baja capacidad de predicción del modelo en test, que tiene un valor por debajo de 0,5, fue suficiente para la desestimación de este tipo de modelos en el análisis de la correlación de variables.

Análisis de correlación

El análisis de correlación de las diferentes variables se realizó según el Método de Spearman, un método estadístico no paramétrico que examina la intensidad de asociación entre dos variables cuantitativas (Ec. 3-1). Este modelo ha sido previamente aplicado por otros autores con el mismo objetivo (Abushammala et al., 2013; Aghdam et al., 2019; Kissas et al., 2022). El análisis de correlación de Spearman da como resultado un número entre -1 y 1, donde cuanto mayor es el valor numérico absoluto, mayor grado de correlación existe. Los coeficientes de correlación positivos o negativos muestran una relación directa (+) o inversa (-).

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum D^2}{N(N^2-1)} \quad (3-1)$$

Donde:

D = Diferencia de orden entre pares de variables correspondientes.

N = Número de parejas de datos.

3.3 Resultados y discusión

3.3.1 Resultados generales de las campañas de campo

Durante los años 2019-2021 se realizaron nueve campañas (un total de 663 puntos medidos). Para obtener una colección de medidas en diferentes condiciones climáticas y de operación estas se realizaron en mayo y julio de 2019, enero, mayo, julio, noviembre y octubre de 2020 y febrero y junio de 2021. En la Tabla 3-4 se detalla la fecha exacta de cada campaña y las condiciones climáticas de los días de medida. La determinación de los días para la realización de las campañas estuvo condicionada por las condiciones meteorológicas y por la disponibilidad de personal, equipos y acceso al vertedero. La Tabla 3-5 resume los resultados obtenidos, mostrando el flujo de metano promedio para cada zona de las nueve campañas. En el Anexo II (incluido en la memoria externa que acompaña a este documento) se detallan los valores de flujo obtenidos en todos los puntos medidos a lo largo de las nueve campañas.

Siguiendo las indicaciones de Environment Agency Wales (2010), se utilizó un límite de referencia de 0,1 mg/m²/s para el flujo de emisión en áreas con cobertura intermedia y de 0,001 mg/m²/s en áreas con cobertura final. La Tabla 3-5 muestra que la Fase B2 concentra los flujos más altos debido a su operación reciente y su cobertura temporal. Esta cobertura es más fina y menos compacta que una cobertura definitiva, lo que puede dar lugar al arrastre de los materiales de cobertura o a la formación de grietas, favoreciendo la salida de los gases. Por otro lado, las emisiones superficiales en la Fase B1 son insignificantes, ya que cuenta con un revestimiento suficiente para evitar la migración de gases. La Celda A también tiene flujos más bajos que la Fase B2, aunque la cubierta final en esta zona no es tan gruesa como en la Fase B1 y no incluye un revestimiento con lámina de PEAD. Además, los residuos depositados en la Celda A son más antiguos que en otras áreas, unos 30 años, por lo que los residuos están más degradados y la tasa de generación de metano esperada es menor.

Los resultados obtenidos muestran una emisión difusa a través de la superficie media anual de 690 T CH₄/año con un intervalo de confianza del 95% de ±164 T CH₄/año, promediando los resultados obtenidos en todas las campañas realizadas. Este amplio rango de intervalo (±24%) está relacionado con varios factores. Algunos de ellos son

Capítulo 3

meteorológicos, como temperatura, presión o precipitaciones (McBain et al., 2005; Rachor et al., 2013), y otras variaciones pueden atribuirse a efectos operativos y técnicos.

Tabla 3-4. Condiciones climáticas registradas para cada campaña.

Campaña	Fecha	Temperatura media (°C)	Presión media (hPa)	Precipitación acumulada (mm)		
				3 días	7 días	21 días
1	6-05-19 07-05-19	13,32	1008,2	8,2	8,2	39,4
2	1-07-19 03-07-19	17,7	1012,55	4,2	4,6	24
3	08-01-20 14-01-20	12,7	1013,67	8	26,6	26,8
4	27-05-20 28-05-20	20,75	1016,1	0	9,9	47,3
5	09-07-20 14-07-20	17,5	1013,87	8,7	4,7	30,9
6	19-10-20 22-10-20	17,5	1004,1	1,4	1,4	311,9
7	30-10-20 02-11-20	15,25	1016,4	5,7	29,3	150,8
8	21-02-21 03-03-21	14,5	1014,85	4,4	11,3	133,1
9	09-06-21 10-06-21	13,32	1008,2	8,2	8,2	39,4

Dado que el frente de vertido del vertedero se mueve continuamente y las áreas de superficie cambian en cada campaña, la mejor manera de comparar las emisiones a lo largo del tiempo es considerar los flujos promedio, como en la Tabla 3-5. Considerando solo el flujo de superficie en la Fase B2, el rango obtenido es $0,16348 \pm 0,04193$ mg/m²/s ($\pm 26\%$).

Tabla 3-5. Flujos de metano promedio de las campañas de campo, emisiones de pozos de extracción y emisiones totales por año.

Zona	Flujo CH ₄ Promedio (mg/m ² /s)											
	Mayo (2019)	Julio (2019)	Enero (2020)	Mayo (2020)	Julio (2020)	Octubre (2020)	Noviembre (2020)	Febrero (2021)	Junio (2021)			
TOTAL Fase B2	0,17420	0,25261	0,20280	0,08750	0,16000	0,25645	0,14602	0,10010	0,09603			
<i>Meseta junto a Taludes</i>	0,09430	0,05952	0,00440	0,09013	0,09964	0,26747	0,00324	0,00496	0,00000			
<i>Taludes de explotación reciente</i>	0,31580	0,25699	0,79837	0,09918	0,23207	0,37609	0,13852	0,33280	0,20267			
<i>Meseta de explotación reciente</i>	0,37520	0,55421	0,20539	0,10983	0,18726	0,33524	0,21484	0,07469	0,08522			
<i>Zona Compactada</i>	0,01360	0,08283	0,00647	0,05085	0,0978	0,04700	0,05083	0,07178	0,06903			
Celda A	0,23130	0,00585	0,09131	0,02916	0,00615	0,01637	0,00140	0,00226	0,00201			
Fase B1	0,00350	0,00456	0,00005	0,01369	0,00587	0,00005	0,00005	0,00005	0,00005			
Talud de cierre	0,00099	0,00005	0,00005	0,00047	0,00010	0,00038	0,00005	0,00005	0,00372			
TOTAL difusas (T CH₄/año)	785,16	905,05	817,56	385,66	676,73	1141,41	644,94	451,15	407,67			
Pozos de extracción	1927,1	607,24	0	0	303,62	303,62	303,62	607,24	0			
TOTAL (t CH₄/año)	2712,60	1512,29	817,56	385,67	980,35	1445,03	948,56	1058,39	407,67			

3.3.2 Procesamiento de resultados obtenidos

En el procesamiento de los resultados obtenidos en los puntos medidos se han encontrado ciertas anomalías de distintos tipos que se han clasificado para darles un tratamiento común. Como ya se ha explicado en el apartado 3.2.4. para el cálculo de la tasa de emisión de cada punto se representa la recta de regresión, que debe cumplir una serie de condiciones para considerarse válida para la obtención del flujo de emisión. En cada una de las campañas realizadas se han encontrado puntos que no cumplían estas condiciones, siendo necesario un tratamiento diferente para los mismos.

Una de las anomalías más comunes que se han encontrado en el análisis de los puntos es que el coeficiente de la recta de regresión (R^2) sea inferior a 0,8. Esto es debido, generalmente, a un flujo de emisión de gas muy bajo, cuyo aumento de concentración es imperceptible para el equipo de medida. Para estos casos, como dice la norma de referencia (Environment Agency Wales, 2010), se ha tomado el valor 0,00005 mg/m²/s. Como ejemplo, se presentan algunos de los puntos con esta anomalía (Figuras 3-14, 3-15, 3-16).

Otra de las anomalías encontradas en el análisis de puntos es la presencia de una pendiente negativa en la recta de regresión con valores de R^2 superiores a 0,8. Según las concentraciones que alcance el gas puede deberse a diferentes motivos. Si se alcanzan concentraciones muy altas que disminuyen con el tiempo, puede deberse a un mal sellado de la cámara, por irregularidades de la superficie, que permite que se escape parte del gas emitido o a la presencia de grietas que hacen a su vez de sumidero. En el caso de valores de emisión bajos, puede deberse a la imposibilidad del equipo de medida de cuantificar la variación de la concentración o a que se hayan quedado “restos” de la medida anterior en el aparato, en la que existían concentraciones de metano superiores a la medida actual. Algunos ejemplos de esta anomalía se muestran en las Figuras 3-17, 3-18 y 3-19.

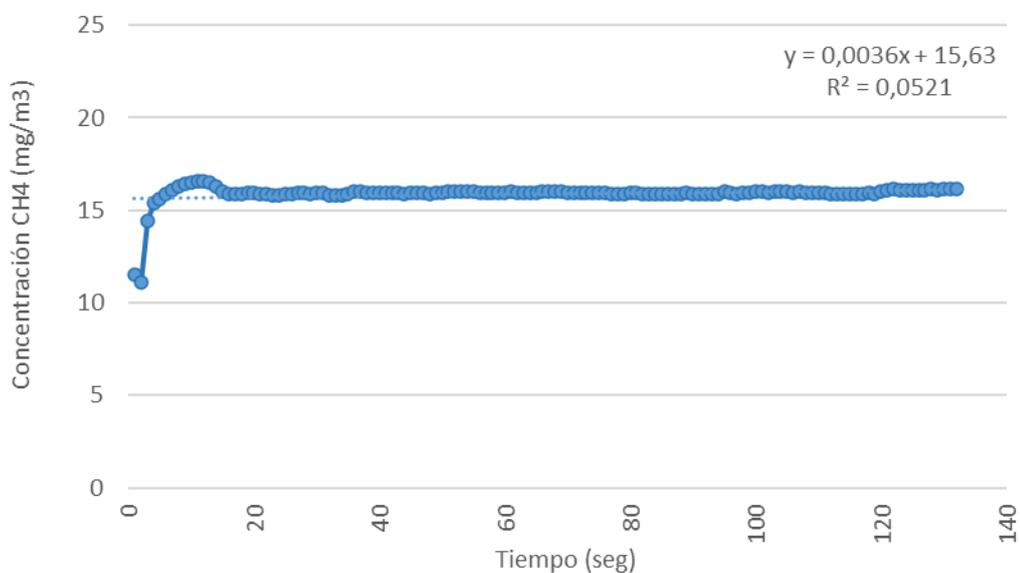


Figura 3-14. Punto E8 de la campaña de julio 2019. Situado en los Taludes de explotación reciente de la Fase B2.

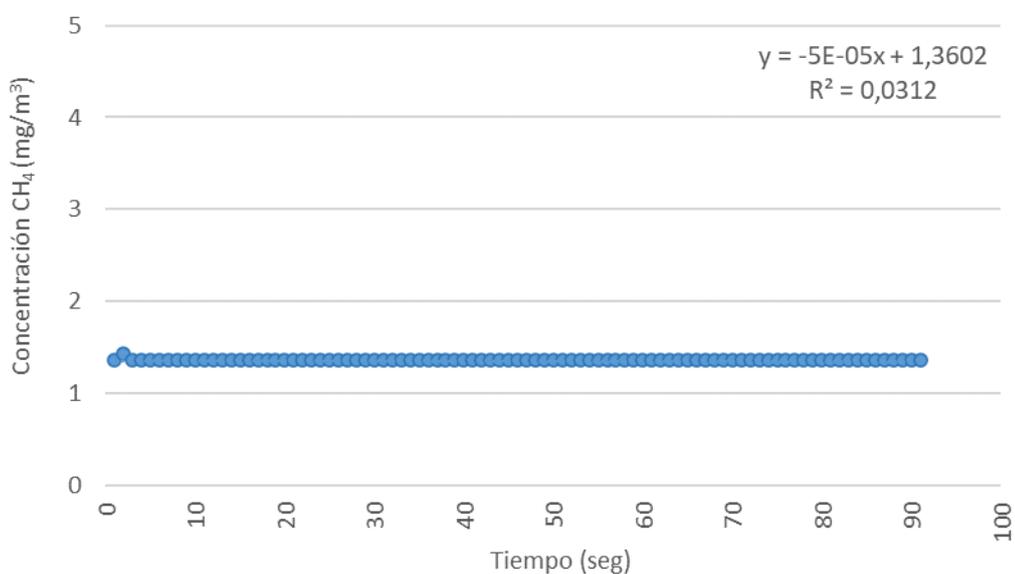


Figura 3-15. Punto E39 de la campaña de julio 2020. Situado en la Zona Compactada de la Fase B2.

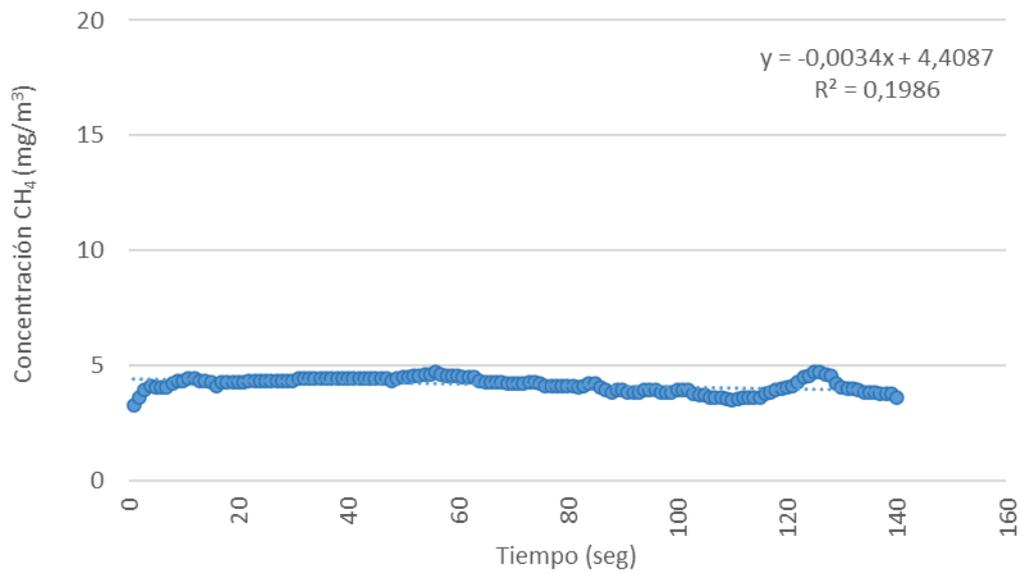


Figura 3-16. Punto E66 de la campaña de febrero 2021. Situado en la Meseta de explotación reciente de la Fase B2.

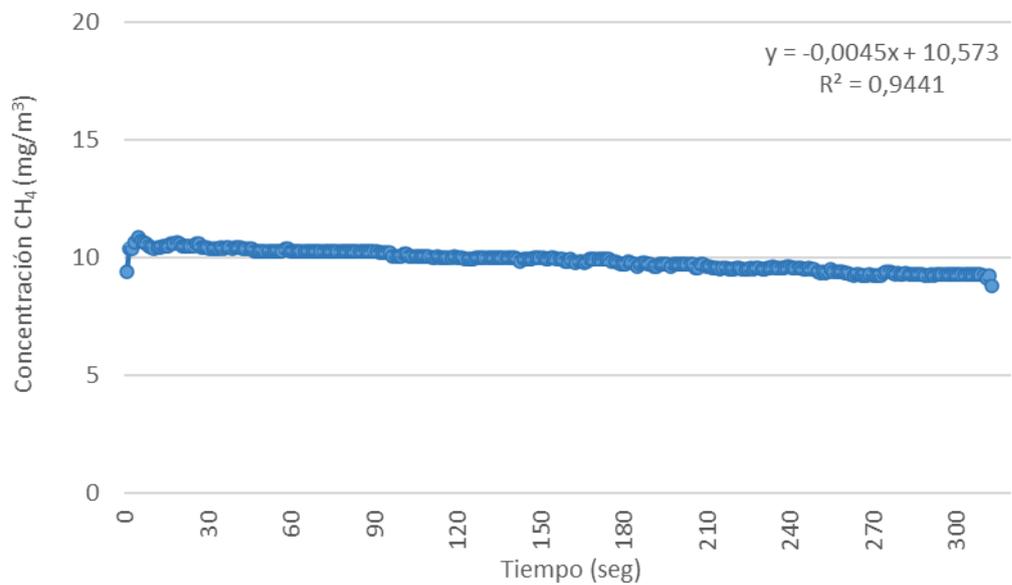


Figura 3-17. Punto E44 de la campaña de medida de mayo 2019. Situado en la Zona compactada de la Fase B2.

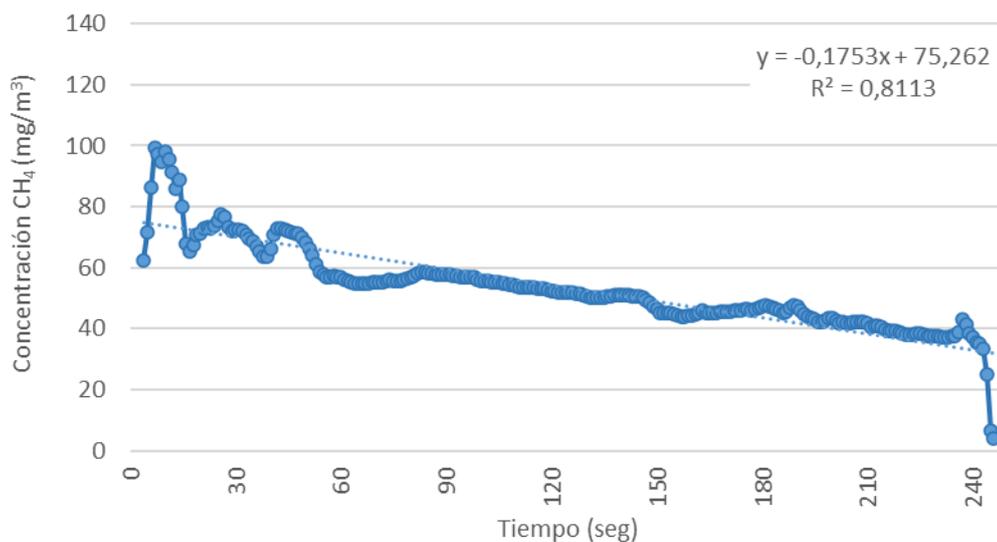


Figura 3-18. Punto E42 de la campaña de octubre 2020. Situado en la Meseta de explotación reciente de la Fase B2.

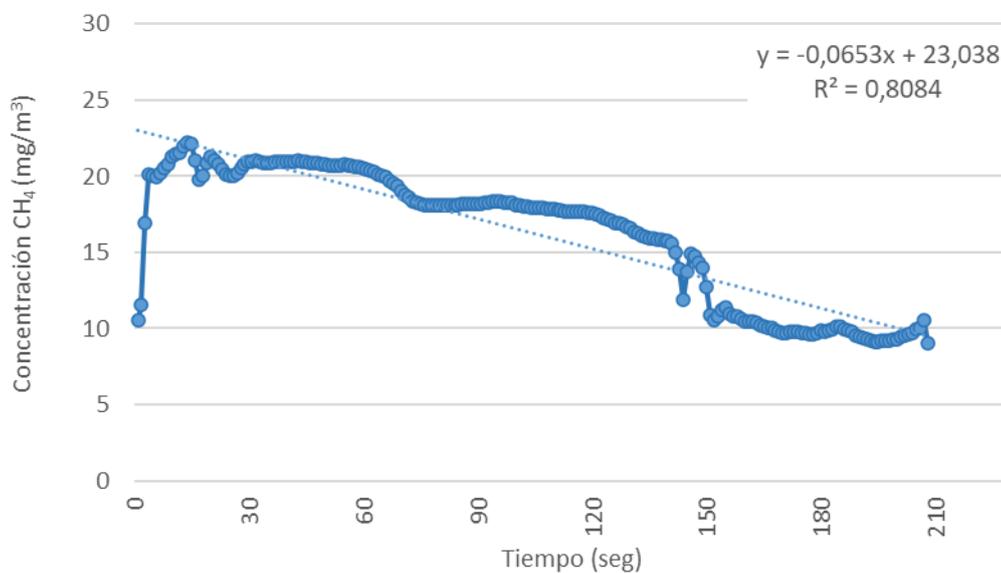


Figura 3-19. Punto E45 de la campaña de octubre 2020. Situado en la Meseta de explotación reciente.

3.3.3 Hotspots

Los gases generados en la masa de residuos intentan escapar a la atmósfera a través de la cobertura. En ocasiones estos gases encuentran caminos preferenciales que facilitan su escape que, junto con otras causas, dan lugar a puntos de elevadas emisiones, conocidos como “hotspots”. En la mayoría de los casos, estos puntos no presentan ninguna particularidad en la superficie, por lo que no es posible detectarlos antes de la medición. En la Fase B2, que es el área más representativa del vertedero estudiado, los hotspots alteran el promedio de las emisiones medidas debido a sus flujos de alta concentración. Si bien estos puntos son menos del 10% del total de puntos medidos en la Fase B2, representan aproximadamente el 70% de las emisiones de esta fase (Tabla 3-6) y el 67% de las emisiones difusas totales de todo el vertedero. Estos resultados son similares a los reportados por Gonzalez-Valencia et al. (2016) que identificaron que el 50% de las emisiones de metano medidas provenían de entre el 0,4-5,6% del total de la superficie del vertedero. En el estudio de Jeong et al. (2019) sobre la distribución espacial de las emisiones, se reporta también que el 20% de las áreas con los mayores flujos de emisión son responsables de más del 68% del total de las emisiones de metano.

Tabla 3-6. Número de hotspots en las nueve campañas realizadas y porcentaje de emisiones que representan en la Fase B2.

Campaña	Nº Puntos medidos	Nº Hotspots	Emisiones difusas Fase B2 (t CH₄/año)	% Emisiones de hotspots
Mayo 2019	55	7	570,25	83
Julio 2019	54	9	893,24	82
Enero 2020	55	4	788,66	94
Mayo 2020	63	4	360,09	38
Julio 2020	56	4	670,10	72
Octubre 2020	65	10	1131,26	66
Noviembre 2020	65	7	644,04	65
Febrero 2021	68	4	449,72	59
Junio 2021	55	6	403,87	64

La distribución de estos puntos a lo largo de la superficie del vertedero fue muy heterogénea. Sin embargo, gracias a la zonificación de la superficie, se puede apreciar que algunas zonas aparentemente presentaban una mayor densidad de hotspots. Como muestra la Figura 3-20, el área de Taludes de explotación reciente donde la

extensión, compactación y mantenimiento de las cubiertas intermedias es complicado, presenta una mayor concentración de hotspots. Además, en esta zona existen pequeñas emanaciones de lixiviados y arroyos que forman surcos en la cobertura, que favorecen las fugas de biogás. La densidad de hotspots encontrados también fue alta en la Meseta de explotación reciente. Esta área tiene una cubierta arcillosa temporal que a menudo presenta grietas por desecación. Sin embargo, la Zona compactada presenta las concentraciones más bajas de hotspots debido a su alto nivel de compactación, la avanzada edad de los residuos dispuestos en la zona y la presencia de una cubierta vegetal que puede favorecer la oxidación del metano. En el Anexo II (incluido en la memoria externa que acompaña a este documento), se muestran los planos con la relación de puntos medidos para cada una de las campañas.

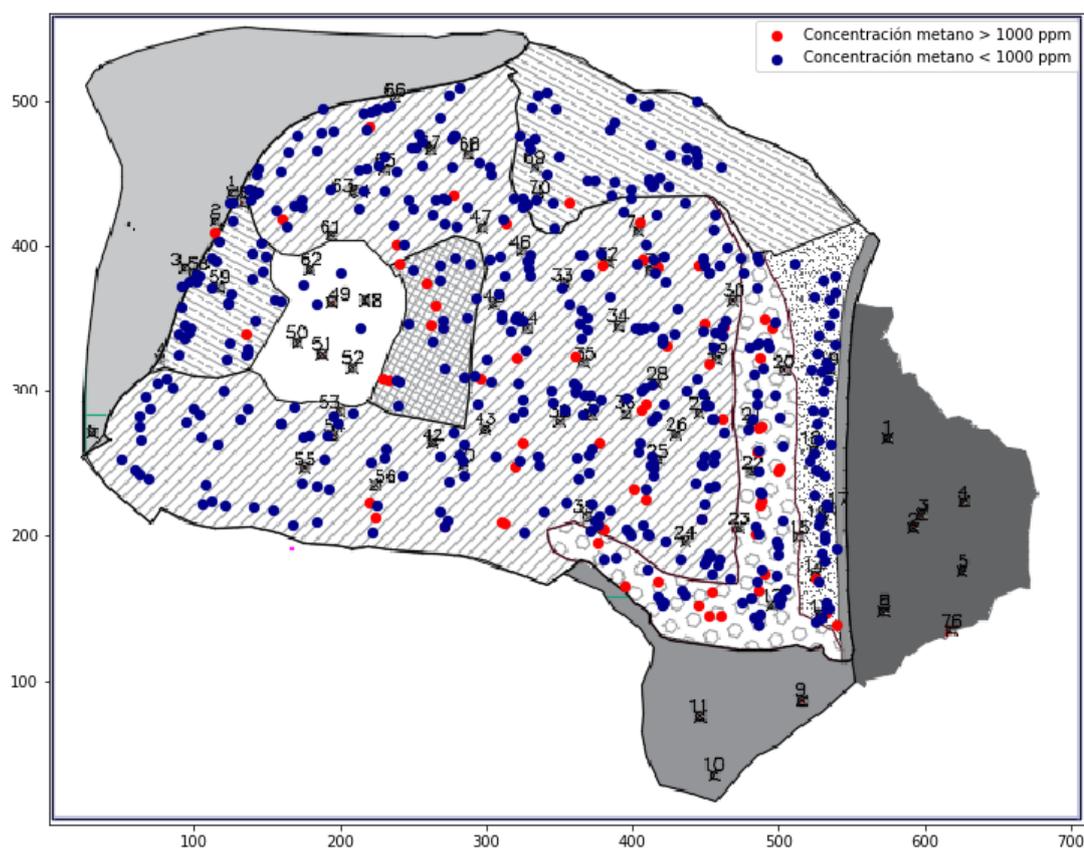


Figura 3-20. Distribución de los puntos medidos a lo largo de las nueve campañas de campo. Las áreas marcadas con diferentes patrones corresponden a las detalladas en la Figura 3-7.

3.3.4 Puntos de control

Hasta la sexta campaña, la ubicación de los puntos de medida se seleccionaba de forma aleatoria, esto permitió abarcar una mayor superficie del vertedero y poder tener una idea global de lo que ocurre en el mismo. Sin embargo, con el paso de las jornadas se vio la necesidad de estudiar de forma individual los puntos con mayores emisiones para determinar la variabilidad de estos y la influencia de determinados factores sobre ellos. De esta forma se podría investigar si las variaciones en las emisiones anuales estimadas en cada campaña dependen sólo de la situación de cada punto, que por defectos en la cobertura presenta emisiones más elevadas, o si, por el contrario, las condiciones atmosféricas u otros factores tienen especial relevancia en estas fluctuaciones.

Se decidió marcar en el terreno aquellos puntos que superaran, aproximadamente, los 2.000 ppm de concentración en cada campaña. En las siguientes campañas se volvió a realizar una medición sobre los puntos marcados en las campañas anteriores y además se marcaron los nuevos puntos que, localizados aleatoriamente siguiendo el método habitual de las campañas de medida, superaron el umbral de concentración establecido. Algunos de los puntos marcados no se pudieron localizar en las siguientes campañas, bien por haber sido cubiertos por motivos operacionales (avance del frente de vertido, lona de impermeabilización en la zona de taludes o recubrimientos de arcilla) o por el deterioro de la pintura superficial que impidió su localización.

La Figura 3-21 muestra la situación de los puntos de control marcados durante las cuatro campañas, aparecen en rojo el total de puntos de control que no pudieron volver a ser localizados. En la Tabla 3-7, se muestran los flujos de emisión medidos en los puntos que han podido ser localizados a lo largo de las cuatro campañas en las que se realizó este seguimiento.

Algunos de los puntos medidos presentan variaciones importantes en su flujo de emisión, mientras que otros permanecen prácticamente constantes en todas las medidas. Esto podría significar que los motivos de las emisiones elevadas en cada punto se deben a causas distintas.

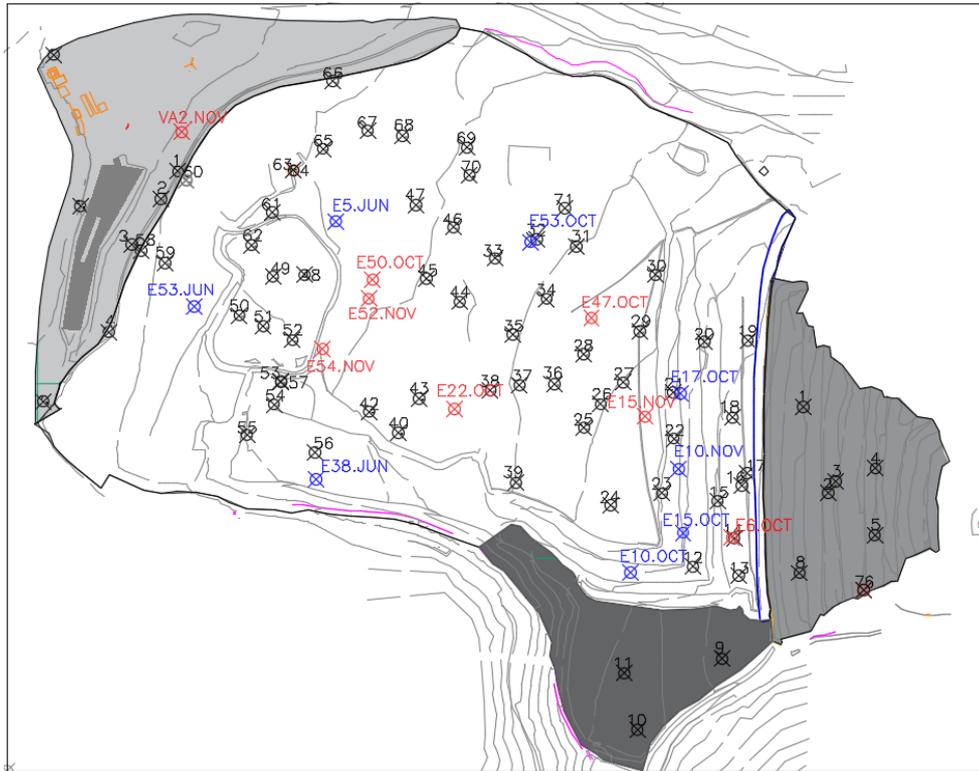


Figura 3-21. Situación de los puntos de control de las campañas de octubre y noviembre 2020 y febrero y junio 2021. Los puntos rojos corresponden con aquellos que han sido tapados por motivos operacionales del vertedero.

En los casos en los que el flujo permanece constante podría deberse a un deterioro de la cobertura que da lugar a un camino preferencial para la salida de gas. Este podría ser el caso del punto E6OCT que, como se puede apreciar en la Figura 3-21, se encuentra muy próximo a una chimenea, por lo que la salida de gas podría estar siendo causada por un mal sellado entre la chimenea y la cobertura superficial. Algo similar ocurre en el punto E10NOV, en este caso, aunque también hay chimeneas próximas, la salida de gas puede ser debida a un deterioro de la cobertura, por encontrarse este punto en una zona de talud.

En los puntos en los que existen variaciones importantes en el flujo de emisión entre campañas, esto podría deberse a factores externos, como cambios en las condiciones meteorológicas o variaciones en el sistema de extracción de gas. Esta situación se puede apreciar en los puntos E15OCT y E50OCT en los que existe un claro descenso del flujo de emisión entre las campañas de OCTUBRE 20 y NOVIEMBRE 20 coincidiendo con un marcado ascenso de la presión atmosférica. En la primera campaña el valor promedio de la presión es de 1.004 hPa mientras que en la segunda asciende a 1.016 hPa.

Tabla 3-7. Variación de las emisiones de los puntos de control.

	Nº INICIAL	VALOR OCTUBRE 20 Flujo (mg/m ² *s)	VALOR NOVIEMBRE 20 Flujo (mg/m ² *s)	VALOR FEBRERO 21 Flujo (mg/m ² *s)	VALOR JUNIO 21 Flujo (mg/m ² *s)
Octubre 2020	E6OCT	1,66284	1,44547	1,81493	
	E10OCT	0,27603	0,13191	0,01023	0,04334
	E15OCT	2,12119		0,18224	0,74918
	E17OCT	0,36427	0,28425	1,79056	2,82696
	E22OCT	0,40904	0,86083		
	E47OCT	0,53536	0,47641	0,38139	
	E50OCT	3,21747		0,31195	
	E53OCT	1,13425	0,90706	3,01832	0,55125
Noviembre 2020	E10NOV		13,52484	10,54718	9,77675
	E15NOV		1,14288		
	E52NOV		1,52860		
	E54NOV		2,29194	0,00005	
	VA2NOV		2,33554	0,53496	
Febrero 2021	E10FEB			2,58268	
	E21FEB			0,65108	
Junio 2021	E5JUN				0,15158
	E38JUN				2,24824
	E53JUN				0,60236

3.3.5 Pozos de extracción

Por razones operativas, los pozos de extracción de gas que se encuentran dentro y alrededor del frente de vertido permanecen desconectados del sistema de extracción hasta que se cubre la celda en operación. Si estos pozos no se cubren adecuadamente, se convierten en fuentes localizadas de emisión de biogás. Estas emisiones localizadas se cuantificaron durante las campañas de medición, demostrando ser una de las fuentes de emisión más importantes del vertedero estudiado. Para la estimación de estas emisiones se midió con un anemómetro la velocidad de salida de gas a través de

cada pozo y con los datos conocidos de las dimensiones de los pozos se obtuvo el flujo de metano (mg/s) (Ec. 3-2, 3-3 y 3-4).

$$Q_{biogás} = V * A \quad (3-2)$$

Donde:

$Q_{biogás}$: Caudal de biogás (m³/s)

V: Velocidad de salida del gas (m/s)

A: Área (m²)

$$n = \frac{Q_{biogás} * 1.000}{R * T} * \%CH_4 \quad (3-3)$$

Donde:

n: moles de metano (mol)

R: Constante de los gases ideales, 0,082057 (L*atm/mol*K)

T: Temperatura (°K)

$$Flujo CH_4 T = n * 16 * 1.000 \quad (3-4)$$

Flujo CH₄T: Flujo de metano con corrección por la temperatura (mg/s)

Durante la primera campaña, en julio de 2019, aunque esta situación no es habitual, 13 pozos no estaban conectados al sistema de extracción y permanecían sin tapar, generando emisiones muy significativas que representaron más del doble del total de emisiones difusas medidas en superficie (Tabla 3-5). Se recomendó a los operadores del vertedero cubrir la salida de los pozos no conectados para evitar estas emisiones, lo que resultó en una disminución considerable del metano emitido. Generalmente, en promedio, se puede estimar que aproximadamente 5 pozos permanecen desconectados de la red durante todo el año. Esto se debe a su proximidad al frente de vertido, por motivos operacionales estos pozos deben desconectarse para que la red de tuberías no interfiera en las maniobras de la maquinaria. Aunque dependerá de cada zona, puesto que algunas zonas pueden tener mayor densidad de pozos que otras, se estima que en general, habrá un promedio de 5 pozos desconectados. Estimando la producción de gas en varios pozos, como se ha explicado anteriormente, se ha estimado un flujo unitario de alrededor de 300 T CH₄/año. Las emisiones de todos los pozos no conectados a la red, por tanto, rondarían las 1.500 T CH₄/año. Algunos de estos pozos, generalmente 1 o 2, están ubicados en el frente de vertido y deben pasar por una fase de recrecido para adaptarse al nuevo nivel de la capa de residuos. Dado que los tramos de recrecido están formados por tubos perforados, cubrir estos pozos no es una medida eficaz. Por ello, en las siguientes campañas, las

reducciones en esta fuente de emisión oscilaron entre el 60% y el 100% (cuando ningún pozo se encontraba en fase de recrecido).

3.3.6 Condiciones meteorológicas

Las condiciones meteorológicas en el área de estudio varían significativamente entre las estaciones del año. Las precipitaciones registradas en la región son de aproximadamente 1.200 l/m² por año. En general, noviembre y enero son los meses más lluviosos y julio y agosto los más secos. Las temperaturas medias diarias oscilan entre los 7,5-10°C en los meses más fríos y los 17,5-20°C en los más cálidos (Meteocantabria, 2023). La Figura 3-22 muestra la variación de presión y temperatura y la Figura 3-23 representa las variaciones de precipitación diaria durante los años de investigación, registrados en Meteocantabria (2023).

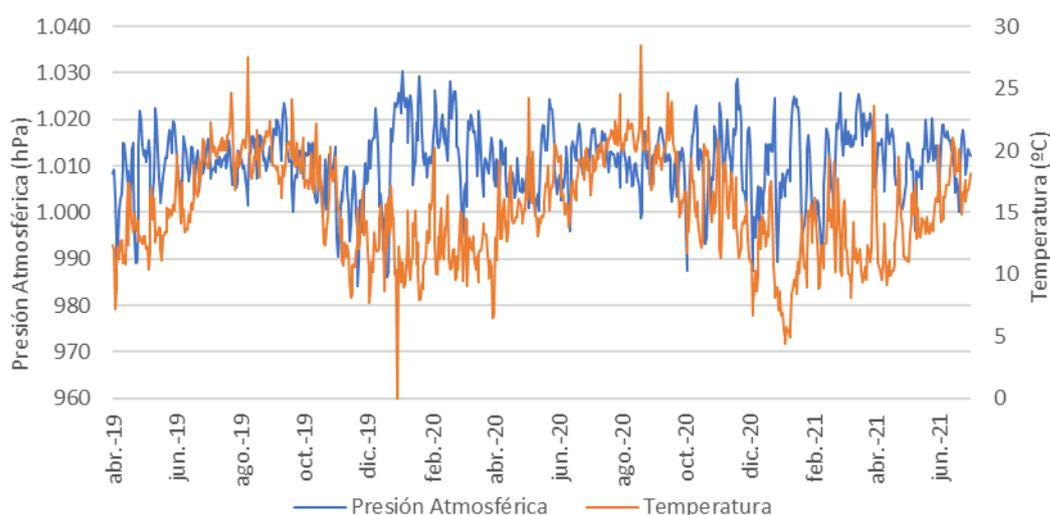


Figura 3-22. Valores de presión y temperatura medias diarias a lo largo de los meses del estudio.

Cada una de las áreas que componen el vertedero tiene una cobertura diferente, por lo que los factores meteorológicos y operativos pueden afectar a cada una de ellas de diferentes formas. Por este motivo, los efectos de estos factores se analizaron por separado en cada una de las áreas.

En la Tabla 3-8 se muestran los resultados del análisis estadístico de correlación de variables descrito en el apartado 3.2.4, realizado considerando los valores promedio de flujo de emisión de cada zona en todas las campañas de medición. La mayor intensidad del color de las celdas representa una mayor correlación.

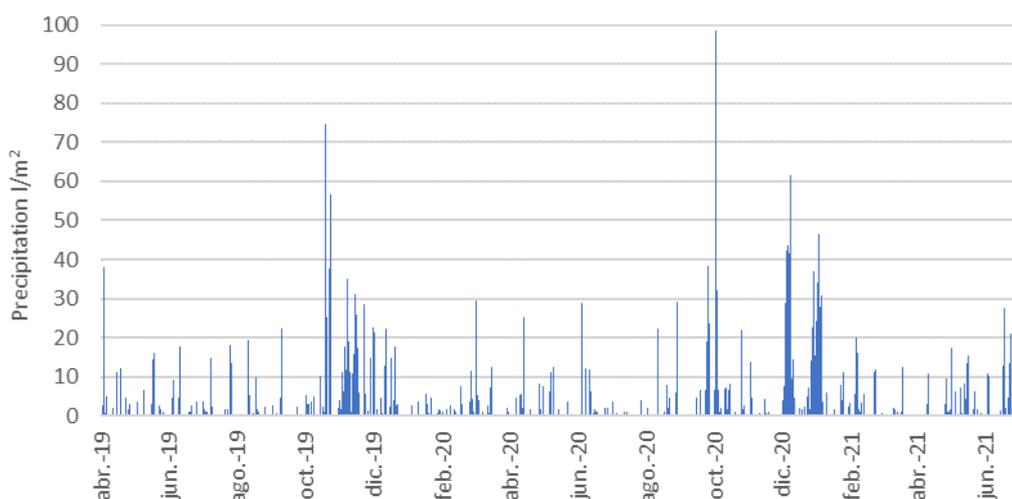


Figura 3-23. Precipitación diaria durante el periodo de estudio.

Tabla 3-8. Resultados del análisis de correlación de variables.

	Meseta junto a taludes	Taludes de explotación reciente	Meseta de explotación reciente	Zona compactada	Celda A	Fase B1	Talud de cierre
Presión	-0,62	-0,70	-0,70	0,30	-0,65	-0,27	-0,06
Precipitación (3 días)	-0,05	0,30	0,27	-0,08	0,32	-0,27	-0,44
Precipitación (7 días)	-0,86	0,00	-0,12	0,03	-0,33	-0,56	0,44
Precipitación (21 días)	0,12	-0,10	-0,28	-0,18	-0,40	-0,53	-0,04
<100mm	0,50	-0,66	-0,83	-0,09	-0,14	-0,17	-0,17
>100mm	0,50	-0,50	1,00	-1,00	-0,50	-0,25	-0,25
Temperatura	0,38	-0,52	0,08	0,52	-0,15	0,08	-0,08
Riqueza CH₄	0,02	0,68	0,28	-0,03			
CH₄ captado	-0,07	0,21	-0,28	0,05			

La presión atmosférica muestra tener el mayor impacto en los valores medidos en las cuatro zonas: Meseta junto a taludes, Taludes de explotación reciente, Meseta de explotación reciente y Celda A. En estas zonas se midió un mayor número de puntos con emisiones significativas (superiores al valor mínimo de 0,00005 mg/m²/s) y, por tanto, fue posible observar las variaciones absolutas en el flujo de emisión. La Figura

3-24 muestra la ecuación lineal que relaciona los resultados de flujo promedio de las campañas obtenidas para cada zona con los valores de presión atmosférica, para visualizar la correlación. De la misma forma, se puede observar en la Figura 3-25 como la presión atmosférica y el flujo de metano varían inversamente en las diferentes campañas, especialmente en las áreas de Taludes de explotación reciente y Meseta de explotación reciente.

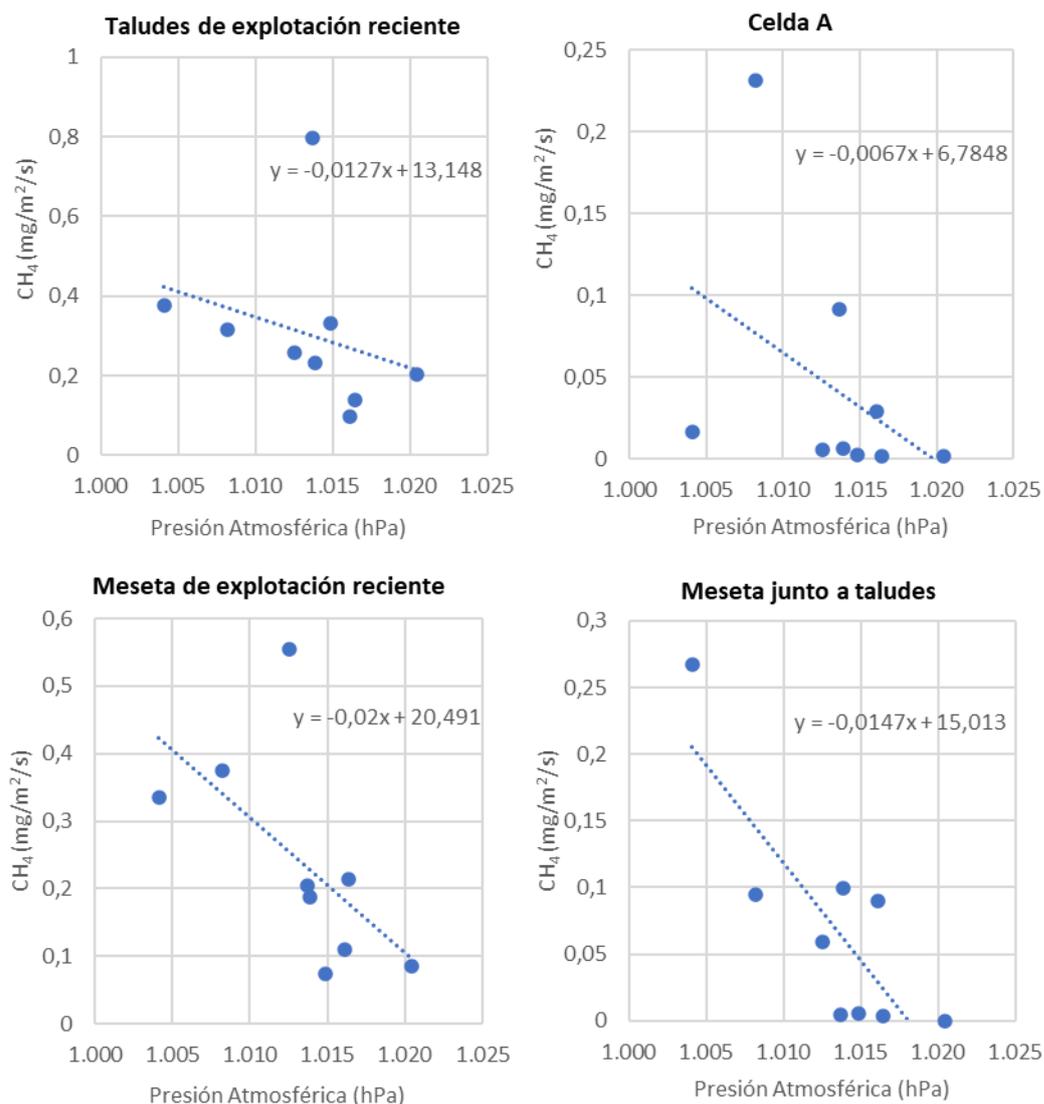


Figura 3-24. Rectas de regresión lineal y ecuaciones de las cuatro zonas más influenciadas por variaciones de presión.

Probablemente debido al alto nivel de compactación de la Zona compactada, las variaciones de presión no influyeron en el flujo de emisiones en esta área. Además, su superficie con vegetación proporciona a los residuos un mayor aislamiento de las condiciones climáticas.

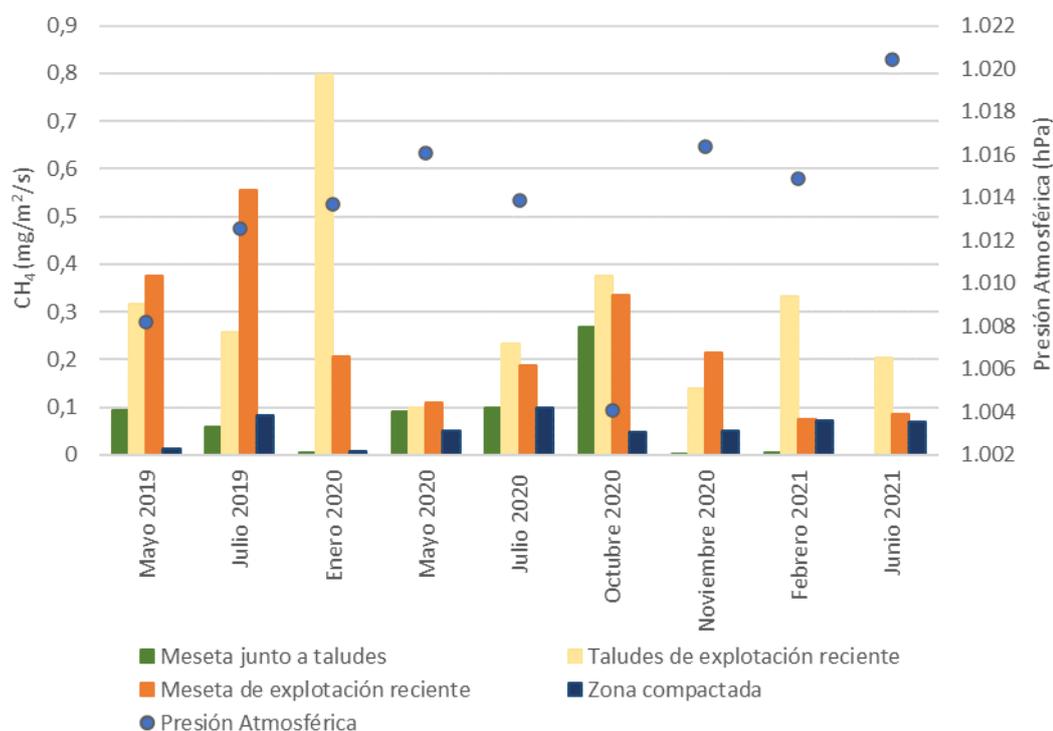


Figura 3-25. Comparación de las fluctuaciones de presión y los resultados de la campaña de campo.

La alta correlación inversa entre la presión y el flujo de emisión puede ser debida a que las altas presiones aumentan la entrada de aire en las capas superficiales y, por lo tanto, dificultan la fuga de metano a la atmósfera. Esto coincide con las observaciones de varios autores (McBain et al., 2005; Christophersen et al., 2001; Aghdam et al., 2019) quienes afirman que, cuando la presión atmosférica decae, los flujos de metano pueden ser más altos y viceversa.

El resto de los factores meteorológicos analizados no muestran una influencia clara en el flujo de emisión.

La precipitación acumulada se ha analizado en diferentes períodos para establecer durante cuánto tiempo, hasta la realización de la campaña, la cantidad de precipitación acumulada puede influir en las emisiones. En el caso de la precipitación acumulada a los 21 d, se ha observado una peculiaridad. Se observó un comportamiento diferente entre las campañas con una precipitación acumulada a 21 días menor a 100 mm (mayo de 2019, julio de 2019, enero de 2020, mayo de 2020, julio de 2020 y junio de 2021) y las que superan este valor (octubre de 2020, noviembre de 2020 y febrero de 2021). Se observó una alta correlación entre la precipitación acumulada y el flujo de emisión de metano en dos áreas del vertedero, en ambos casos. Sin embargo, en el caso de las campañas con precipitación menor a

100 mm se observó una correlación inversa y para las campañas con precipitaciones superiores a 100 mm una correlación directa (Tabla 3-8). Esto parece mostrar que, cuando la precipitación es lo suficientemente abundante como para llegar a las capas de residuos, se favorece la degradación, aumentando así la tasa de degradación y la generación de metano. Es posible que este efecto no se aprecie para las precipitaciones acumuladas a corto plazo, y sí a los 21 d, ya que en el primer caso no hay tiempo suficiente para que se produzca el drenaje de los poros y, por tanto, no puede producirse la difusión vertical del flujo de metano (Christophersen et al., 2001). Sin embargo, cuando las precipitaciones no son lo suficientemente abundantes para alcanzar la masa de residuos (inferiores a 100 mm), el único efecto apreciable de la precipitación es la saturación parcial o total de los poros de la cubierta, reduciendo así el escape de metano. Esto explicaría por qué en el caso de precipitaciones abundantes se aprecia una correlación directa con el flujo de emisión y en el caso de precipitaciones débiles ésta es inversa.

3.3.7 Condiciones de operación. Captación.

De la misma forma que las condiciones meteorológicas, las condiciones de operación en las que se encuentre el vertedero en el momento de la realización de las campañas pueden también alterar los resultados obtenidos en las mediciones. Estas varían según las necesidades del vertedero y no presentan un patrón de variación específico a lo largo del año, por lo que su predicción en la estimación resulta compleja.

Para este estudio se han analizado las condiciones operativas de captación de biogás, estudiando la relación existente entre la fluctuación de las emisiones medidas en campo y la variación del biogás captado y su correspondiente riqueza en metano.

Estos factores operativos solo se han estudiado en la Fase B2 ya que esta es la única área donde actualmente se está llevando a cabo la extracción activa de biogás. Por lo tanto, el resto de áreas no deben verse afectadas por variaciones en la captación. La Tabla 3-8 muestra que no se obtienen correlaciones claras entre la operación del sistema de extracción de biogás y los flujos de metano. Sólo se obtiene una alta correlación positiva en los *Taludes de explotación reciente* con el porcentaje de captación de metano. Esto podría indicar que el aumento de la concentración de metano en el sistema de captación coincide con un mayor flujo de emisión a través de la superficie, pero se desconocen los motivos que dan lugar a esta correlación en esta zona en concreto.

3.3.8 Corrección anual de la estimación

Dado que las variables meteorológicas como la presión atmosférica o la lluvia pueden tener un impacto considerable en los flujos de emisión, éstas se deben considerar para la estimación de las emisiones generadas durante un período de tiempo, basadas en los resultados de campañas de medición discretas.

En el caso de estudio, cuatro áreas, Meseta junto a taludes, Taludes de explotación reciente, Meseta de explotación reciente y Celda A, que representan una superficie superior al 60% del área total del vertedero, muestran una correlación negativa y superior a 0,6 entre las emisiones y la presión atmosférica. Por ello, se consideró necesario el ajuste de los valores de emisión anuales para estas zonas. Además, se incluyó también la corrección de las emisiones por la variación de la superficie a lo largo del año en las zonas en estado de operación.

Al introducir los valores de presión diaria para el año 2020 en las ecuaciones de regresión (Figura 3-24) se obtiene el valor de flujo de emisiones de cada día para el área correspondiente. Dado que la superficie del vertedero cambia a lo largo del año, también se consideró un cambio lineal para la superficie con la que se obtiene el valor de las emisiones totales anuales. El proceso de realización de estas correcciones se explica en detalle en el apartado 3.4. Además, en el Anexo III (incluido en la memoria externa que acompaña a este documento) se incluyen los valores de emisión y superficie corregidos obtenidos para cada zona y cada día del año.

La primera aproximación, realizada mediante la media de los resultados obtenidos en las campañas sin aplicar ninguna corrección de presión, arroja un flujo total de 733,26 T CH₄/año para el año 2020. Al aplicar las correcciones en las cuatro zonas significativamente afectadas por variaciones de presión, el resultado obtenido es de 836,73 T CH₄/año. Esta diferencia en la estimación puede deberse a los criterios seguidos para realizar las campañas de medición, que se realizan en días sin precipitaciones. Estos normalmente coinciden con eventos anticiclónicos y por lo tanto con altas presiones atmosféricas, que conducen a menores emisiones. Descuidar este efecto al extrapolar los valores medidos para todo el año podría conducir a una subestimación significativa de las emisiones reales (14% en el caso que aquí se presenta).

3.4 Metodología general

Finalmente, tras la realización de las 9 campañas de campo y el análisis de los resultados obtenidos, ha sido posible el establecimiento de una metodología general

extrapolable a otros vertederos. Esta metodología reúne de una forma genérica el proceso de cuantificación llevado a cabo en el caso de estudio. Consta de 12 pasos divididos en tres fases: medición, procesamiento de datos y corrección de la estimación.

Fase 1: Medición

Información general

El primer paso necesario para la realización de una medición eficaz pasa por recabar y analizar toda la información posible sobre el vertedero de estudio.

Esta información incluirá:

- Mapas topográficos actualizados del vertedero
- Fotografías aéreas de la superficie del vertedero
- Evolución histórica del vertedero
- Entrada anual de residuos caracterizados
- Mapa de pozos de extracción
- Informes de explotación y/o tratamiento del biogás
- Antigüedad de los residuos depositados en cada celda y/o vaso de vertido
- Datos meteorológicos diarios de temperatura, precipitación y presión del año de estudio
- Tipo de coberturas utilizadas
- Cualquier informe sobre emisiones, diagnóstico o actuaciones llevadas a cabo en el vertedero

Walkover

Una vez recopilada toda la información necesaria se podrá dar paso a la realización del barrido superficial o walkover. Para la realización del walkover se recorrerá lentamente la superficie del vertedero (a una velocidad inferior a 0,5 m/s) con un instrumento de medida adaptado para tomar muestras superficiales y registrar continuamente la concentración de gases, como el

equipo de detección de gas LASER ONE, descrito en el apartado 3.2.3 (o similar), acompañado de un dispositivo adaptado con una sonda de muestreo en forma de “bastón” específica para ello. Las muestras deben tomarse a una altura de aproximadamente 5 cm por encima de la superficie, para evitar los efectos del viento y la rugosidad de la superficie. Los datos del walkover se trasladarán a un mapa topográfico y/o una foto aérea de la superficie del vertedero para proceder a la realización del siguiente paso, la zonificación.

Zonificación

La zonificación del vertedero facilitará la realización de las mediciones y además ayudará en el análisis de los resultados, ofreciendo mayor información para comprender las posibles causas de la aparición de zonas con mayores emisiones. Para la realización de una adecuada zonificación deberán tenerse en cuenta varios factores: antigüedad de los residuos depositados, tipo de cobertura y emisiones medidas en el walkover. Con esta información se agrupará la superficie en diferentes zonas según el grado de emisiones esperadas.

Mallado

Una vez establecidas las zonas que componen el vertedero se procederá al diseño del mallado. Para calcular el número de puntos que se medirán en cada zona se establecerá un mínimo de seis mediciones (para zonas con sellado permanente) y un número adicional de puntos de medición igual a 0,15 veces la raíz cuadrada del área (en m²) (apartado 3.2.2). Para distribuir los puntos uniformemente sobre la superficie, se calculará el tamaño del lado de la cuadrícula del mallado en función del número de puntos a medir y el área de cada zona.

Medidas en campo

Deberán realizarse idealmente cuatro medidas de campo repartidas homogéneamente a lo largo de un año, de forma que se abarquen las diferentes condiciones meteorológicas de acuerdo con las estaciones climáticas. Este proceso debería repetirse periódicamente a lo largo de los años. En las zonas selladas, en las que, tanto por cese de la operación como por antigüedad de los residuos, no se espere que vaya a existir una variación relevante de las emisiones, podrá haber un espaciado mayor de las campañas en los años sucesivos.

Para las campañas se contará con un equipo de medición de gas metano con un rango de medición de 0 a 10.000 ppm, con una resolución de 1 ppm y que realice una medición por segundo. Este equipo también deberá contar con un sistema GPS integrado y registro de mediciones. Se utilizará una cámara de flujo como la utilizada en este estudio (apartado 3.2.3) o similar.

Idealmente cada campaña deberá realizarse en un único día, si esto no fuera posible se tratarán de realizar en dos días consecutivos. Los requisitos meteorológicos para la realización de las campañas irán ligados mayoritariamente a las precipitaciones, se evitarán días lluviosos y se requerirá que el suelo del vertedero se encuentre seco, lo que implica, en rasgos generales, dejar un margen de 1-2 días desde las lluvias hasta la realización de la campaña. Asimismo, se evitarán días con condiciones meteorológicas anómalas (fuertes vientos o temperaturas extremadamente altas o bajas). Las condiciones meteorológicas de precipitación, temperatura y presión deberán registrarse para cada campaña y deberá disponerse de un registro diario a lo largo del año.

Se realizará una medida por cada cuadro del mallado diseñado previamente. Para cada medida se situará la cámara de flujo sobre el suelo tratando de que esta quede totalmente sellada. Se conectará el instrumento de medida y se realizará la medición durante aproximadamente 3-5 minutos o hasta que se observe que se han alcanzado los valores de flujo máximos.

Además, se prestará especial atención a las fuentes locales de emisión, como pueden ser las chimeneas no conectadas a la red de extracción. En cada caso deberá estudiarse cuales pueden ser las fuentes locales de emisión más relevantes.

Fase 2: Procesamiento de datos

Si se utilizan otros equipos de medición, con tecnologías más avanzadas, es posible que el procesamiento de datos se realice de forma automática, de no ser así, a continuación, se detallan los pasos a seguir.

Gráficos

Una vez que se hayan transferido todos los datos del equipo al ordenador, el primer paso será crear los gráficos de cada punto. Según el tiempo que se haya

medido se tendrán entre 180-350 valores de concentración para cada punto con los que se creará un gráfico concentración-tiempo y se calculará su recta de regresión.

Flujo de emisión

El flujo de emisión se calculará con la recta de regresión. Esta deberá tener un coeficiente de regresión (R^2) superior a 0,8 y pendiente positiva. En el caso de que alguno de estos requisitos no se cumpla se establecerá un valor por defecto del flujo de emisión de 0,00005 mg/m²s. Para las rectas de regresión que si cumplan estos requisitos, el flujo de emisión se calculará multiplicando la pendiente de la recta de regresión (R^2) por la altura de la cámara de flujo utilizada.

Valores totales

Para el cálculo de los valores totales se promediarán los flujos de emisión obteniendo un valor para cada zona. A continuación, esos valores se transformarán a emisiones en T/año obteniendo un valor medio global para todo el vertedero.

Fase 3: Corrección de la estimación

Como se ha demostrado en el apartado 3.3.6 las condiciones meteorológicas pueden tener un impacto significativo en las emisiones por lo que deben tenerse en cuenta para calcular las emisiones totales anuales.

Coefficiente de Spearman

En primer lugar, se determinará la correlación entre los flujos promedio de cada zona y las condiciones meteorológicas (presión, precipitación y temperatura) de cada campaña utilizando el coeficiente de Spearman (apartado 3.2.4). Se considerará que existe correlación y que por tanto es necesaria la corrección, si el coeficiente de Spearman es superior a 0,6 y del mismo signo en una o varias zonas que abarquen un área superior al 60% de la superficie total del vertedero.

Recta de regresión

Para los pares de factor meteorológico-flujos zona en los que exista correlación se calculará la ecuación de la recta de regresión ($y = ax + b$) (Figura 3-24). Será necesario contar con los datos diarios del factor meteorológico que se quiera corregir para el año de estudio. Se introducirán los valores diarios

del factor meteorológico (x) y con ello se obtendrán los flujos diarios corregidos (y). Si para algún flujo diario se obtuviera un valor menor que cero se pondrá el valor mínimo por defecto de $0,00005 \text{ mg/m}^2/\text{s}$.

Área corregida

Con el paso del tiempo algunas zonas ven modificada su superficie por motivos operacionales. Para estas zonas será necesario hacer una corrección del área para calcular las emisiones totales. Se calculará la recta de regresión que relaciona el área de cada zona con cada día del año. La recta de regresión se calcula ajustando los pares de puntos día de medida - área de la superficie correspondiente, comenzando a contar en 1 para el día en el que se realizó la primera campaña. Así se obtendrá un valor de superficie para cada día (Área diaria).

Emisión diaria y anual

Una vez calculado el flujo y el área de cada día se puede calcular las emisiones diarias y anuales para cada zona y para todo el vertedero (Ec. 3-5, 3-6 y 3-7).

$$Emisión\ diaria\ zona_x = \frac{Flujo_x * Área_x * 60 * 60 * 24}{10^9} \quad (3-5)$$

$$Emisión\ anual\ zona_x = \sum Emisión\ diaria\ zona_x \quad (3-6)$$

$$Emisión\ anual\ total = \sum_n^1 Emisión\ diaria\ zona_x \quad (3-7)$$

Donde:

Emisión diaria $zona_x$: Emisión diaria corregida para cada zona (T/día)

Emisión anual $zona_x$: Emisión anual corregida para cada zona (T/año)

Emisión anual total: Emisión corregida total anual (T/año)

Flujo x : Flujo medio diario corregido para cada zona ($\text{mg/m}^2/\text{s}$)

Área x : Área corregida diaria para cada zona (m^2)

3.5 Conclusiones parciales

De acuerdo con los objetivos planteados, tomando como referencia las campañas realizadas en el vertedero de estudio, se ha descrito una metodología para la cuantificación de las emisiones superficiales extrapolable a otros vertederos.

Un aspecto a destacar del planteamiento de esta metodología es la importancia de la zonificación del vertedero. Además de ser útil para facilitar la cuantificación de las

emisiones durante las campañas de campo, esta zonificación permite identificar las posibles causas de la variación de las emisiones entre las diferentes zonas. En el caso de estudio, por ejemplo, se ha observado que existe una diferencia significativa entre las emisiones de la Fase B2 (zona en operación en el momento de la realización del estudio), que son las más elevadas, con el resto de las zonas. También que, debido al alto nivel de compactación del suelo, la Zona Compactada presenta las menores emisiones dentro de la Fase B2. Por otro lado, una adecuada zonificación permite particularizar las medidas de reducción, facilitando la identificación de las causas reales que están produciendo los flujos de emisión más significativos. Por lo tanto, se puede concluir que, para una correcta evaluación de las emisiones de vertedero, es necesario realizar una zonificación de la superficie de acuerdo con las particularidades de este.

Otra parte importante del planteamiento de esta metodología es la corrección de las emisiones tanto por los factores meteorológicos como por la variación de la superficie. Con la aplicación de esta corrección en el caso de estudio, donde se ha visto una clara correlación con la presión atmosférica, se ha obtenido un incremento de las emisiones totales estimadas de un 14%. Para otros casos será necesario, como se explica en la metodología general, comprobar si existe una correlación entre los flujos de emisión y alguno de los factores meteorológicos antes de realizar la corrección.

Además, con la realización de las campañas de campo se han observado varios aspectos que han demostrado ser importantes a la hora de cuantificar las emisiones superficiales de metano en los vertederos de residuos urbanos.

Uno de los hallazgos más relevantes que surge de este estudio es la relevancia cuantitativa de los hotspots que, coincidiendo con los resultados de otros investigadores, representan alrededor del 70% de las emisiones difusas medidas en campo para el caso estudiado. Algunos de estos puntos de elevada emisión han sido monitoreados, observándose variaciones importantes del flujo de emisión en un mismo punto, en distintas campañas, bajo diferentes condiciones climáticas y operacionales. Con un monitoreo más extenso, aumentando el número de puntos medidos y prolongando el monitoreo por lo menos durante un año, podrían obtenerse suficientes datos para la realización de una estimación global de las emisiones totales del vertedero. Dada la relevancia de los hotspots en las emisiones totales, esta estimación se obtendría a partir de las campañas realizadas en momentos determinados, pero ajustando los resultados a la variación del flujo de emisión de estos puntos de acuerdo con las condiciones meteorológicas y operacionales. Además, las medidas para reducir las emisiones difusas en los vertederos, como el estudiado,

deberían centrarse, en una primera etapa, en este tipo de puntos, proponiendo soluciones locales. Estas medidas específicas se explicarán en detalle en el Capítulo 5.

El segundo hallazgo de interés es la importancia de las emisiones localizadas de pozos abiertos que no están conectados a la red de extracción. Incluso en vertederos con un sistema de extracción de gas activo, estas emisiones pueden representar un alto porcentaje del flujo total de metano, alrededor del 71% en el caso estudiado. Afortunadamente, estas emisiones se pueden evitar fácilmente cubriendo los pozos si el vertedero tiene un sistema de extracción activo, como en el caso estudiado, o quemando el gas en los pozos en el caso de sistemas pasivos.

En este estudio se corrobora además la fuerte influencia de las condiciones meteorológicas en las emisiones superficiales del vertedero, especialmente su variación con la presión. Según los resultados obtenidos en más del 60% de la superficie total del vertedero existe una clara correlación inversa entre flujos de emisión y presión. Además, se ha detectado un efecto particular con respecto a la precipitación, que puede favorecer o dificultar las emisiones de metano en función del volumen acumulado durante las semanas previas. Teniendo en cuenta estos impactos al estimar las emisiones globales, con base en campañas de medición, como se ha mencionado anteriormente, los resultados experimentales deben procesarse para incorporar la variación continua de los principales factores de influencia durante el período de tiempo considerado.

Finalmente, los hallazgos serán de interés para mejorar la interpretación de los resultados obtenidos en campo y diseñar y planificar medidas de mitigación, como se detalla en el Capítulo 5 del presente documento.

3.6 Referencias

Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., Lei, Y., Stern, J., 2006. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Manag.* 26, 1305-1312. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.016>

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Elfithri, R., 2013. Assessment of methane emission and oxidation at Air Hitam Landfill site cover soil in wet tropical climate. *Environ. Monit. Assess.* 185, 9967-9978. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3305-1>

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Irwan, D., Younes, M.K., 2014. Methane oxidation in landfill cover soils: A review. *Asian J. Atmos. Environ.* 8, 1-14. <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>

Aghdam, E.F., Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2019. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. *Waste Manag.* 87, 905-914. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045>

Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., Chanton, J., 2001. Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing emissions and methane oxidation. *Waste Manag. Res.* 19, 595-612. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900616>

Di Trapani, D., Di Bella, G., Viviani, G., 2013. Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. *Waste Manag.* 33, 2108-2115. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.032>

Environment Agency Wales, 2010. Guidance on monitoring landfill gas surface emissions. LFTGN07 v2. Environment Agency, Bristol, United Kingdom.

Environmental Protection Agency, 2011. Air guidance note 6 (AG6). Surface VOC emissions monitoring on landfill facilities. Wexford, Ireland.

Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Cristóbal, J., Thalasso, F., 2016. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. *Waste Manag.* 55, 299-305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.004>

INTEDIG S.L., 2020. Aerofotografía con drones aplicada a la obtención de modelos 3D, ortoimágenes georeferenciadas y cartografía digital.

Jain, P., Wally, J., Townsend, T.G., Krause, M., Tolaymat, T., 2021. Greenhouse gas reporting data improves understanding of regional climate impact on landfill methane production and collection. *PLoS One* 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246334>

Jeong, S., Park, J., Kim, Y.M., Park, M.H., Kim, J.Y., 2019. Innovation of flux chamber network design for surface methane emission from landfills using spatial interpolation models. *Sci. Total Environ.* 688, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.142>

Kissas, K., Ibrom, A., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2022. Methane emission dynamics from a Danish landfill: The effect of changes in barometric pressure. *Waste Manag.* 138, 234-242. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.043>

López, A., García, M., Esteban-García, A.L., Cuartas, M., Molleda, A., Lobo, A., 2018. Emissions from mechanically biologically treated waste landfills at field scale. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 15, 1285-1300. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1497-6>

McBain, M.C., Warland, J.S., McBride, R.A., Wagner-Riddle, C., 2005. Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill. *Waste Manag. Res.* 23, 409-419. <https://doi.org/10.1177/0734242X05057253>

Meteocantabria, 2023. Estadísticas meteorológicas [WWW Document]. URL <https://www.meteocantabria.es/meteocantabria/historico/view-estadistica> (accedido 6.27.21).

MITECO - Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2020. Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. *Boletín del Estado* 48659-48721.

Molleda, A., López, A., Cuartas, M., Lobo, A., 2020. Release of pollutants in MBT landfills: Laboratory versus field. *Chemosphere* 249. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126145>

Mønster, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2019. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. *Waste Manag.* 87, 835-859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>

Rachor, I.M., Gebert, J., Gröngröft, A., Pfeiffer, E.M., 2013. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 16-26. <https://doi.org/10.1111/ejss.12004>

Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2019. Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method. *Waste Manag.* 85, 351-360. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.048>

Zhang, C., Guo, Y., Wang, X., Chen, S., 2019. Temporal and spatial variation of greenhouse gas emissions from a limited-controlled landfill site. *Environ. Int.* 127, 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.052>

Capítulo 4

Modelo mejorado de estimación de emisiones

4.1 Introducción

Un paso necesario para promover la eficiencia de estrategias específicas para reducir las emisiones de gases en vertederos es contar con herramientas que permitan cuantificar su impacto con la precisión adecuada. Esta cuantificación se puede realizar mediante modelos cuantitativos, que integran las principales características del vertedero, o mediante mediciones directas en campo (Huang et al., 2022). A pesar de los numerosos estudios desarrollados en esta área, aún no se ha desarrollado un método capaz de estimar con precisión las emisiones superficiales de metano en los vertederos de residuos. Las estimaciones mundiales actuales de las emisiones de metano procedentes de los vertederos tienen un alto porcentaje de incertidumbre, de hasta del 200% en algunos casos (Spokas et al., 2011).

Esta sección de la investigación trata de mejorar los principales modelos de estimación de emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero) existentes, presentados en el apartado 2.5 del Capítulo 2 de esta tesis, permitiendo su adaptación a las condiciones locales y operacionales de cada vertedero. Además de mejorar la estimación, ajustándola a los resultados obtenidos en campo, otro de los objetivos de este estudio es aumentar la precisión y sensibilidad del modelo a las estrategias de operación de cada vertedero, verificando su impacto en la reducción de emisiones de GEI. Para ello, se ha creado un modelo de uso simple basado en el modelo FOD del IPCC en el que se han introducido nuevos términos y valores de parámetros para considerar las particularidades del sitio.

El modelo propuesto se ha aplicado a un vertedero real, para el cual la estimación de las emisiones se venía realizando siguiendo la hoja de cálculo en formato Excel preparada por el Ministerio de Transición Ecológica para la estimación de Emisiones para Proyectos Clima en Vertederos, denominado Modelo CLIMA a lo largo de este capítulo. Los resultados obtenidos con la aplicación del nuevo modelo se contrastarán con los resultados que se venían obteniendo con el modelo utilizado hasta ahora.

Además, se dispone de datos de campo (Capítulo 3) lo que permite contrastar los resultados obtenidos con la estimación del modelo. Con base en este caso de estudio, los resultados obtenidos mostrarán cuáles son los parámetros de mayor influencia en la estimación de emisiones.

En este capítulo se describe en detalle el Modelo de Residuos del IPCC (2006) y el Modelo CLIMA. Puesto que el modelo del IPCC (2006) ya presenta notables mejoras con respecto al Modelo CLIMA, las modificaciones propuestas partirán del modelo

IPCC (2006), teniendo en cuenta las particularidades del caso de estudio. Se presentan por un lado las modificaciones propuestas para los parámetros del modelo y por otro lado otras modificaciones, como la inclusión de la migración lateral del biogás.

Por último, se presentan los resultados obtenidos tras la aplicación de las mejoras propuestas. Estos incluyen la formulación del nuevo modelo, el grado de sensibilidad de cada una de las mejoras implantadas en el modelo y la aproximación de los resultados obtenidos a las medidas realizadas en las campañas de campo.

4.2 Modelo IPCC y Modelo CLIMA

El Modelo de Residuos del IPCC utiliza el método de descomposición de primer orden para estimar las emisiones de metano provenientes de la degradación de los residuos sólidos urbanos (RSU) depositados en vertederos (IPCC, 2006). Este modelo asume que el DOC (de sus siglas en inglés “Dissolved Organic Carbon”) en los residuos se descompone lentamente mientras se forman dióxido de carbono y metano. Para unas condiciones constantes, la velocidad de reacción depende únicamente de la cantidad de carbono sólido que queda en los residuos. Como resultado, las emisiones son mayores cuando los residuos acaban de depositarse y disminuyen gradualmente a medida que las bacterias responsables de la descomposición consumen el carbono degradable de los mismos. A pesar de que la descomposición de la materia orgánica es la principal fuente de emisiones de dióxido de carbono, este gas no se contabiliza en este modelo ya que el carbono emitido es de origen biogénico, por lo que se contabiliza en el sector de la agricultura, silvicultura y otros usos del suelo.

Puesto que el Modelo CLIMA está basado en el modelo presentado por el IPCC (1996) la base del cálculo es la misma que el modelo actual del IPCC (2006), presentando tan sólo diferencias en los valores de algunos de los parámetros utilizados.

4.2.1 Valores Paramétricos

Carbono Orgánico Degradable (DOC)

El DOC representa la fracción de carbono orgánico biodegradable que contiene cada tipo de residuo. Los valores por defecto utilizados en el modelo IPCC y en el Modelo CLIMA se muestran en la Tabla 4-1.

Tabla 4-1. Valores de DOC utilizados por defecto en el Modelo IPCC (2006) y en el Modelo CLIMA.

Tipo de residuo	Valor DOC	
	IPCC (2006)	CLIMA
Papel/cartón	0,40	0,40
Textiles	0,24	0,40
Desechos de alimentos	0,15	0,15
Madera y similares	0,43	0,30
Otros putrescibles orgánicos no alimentarios	0,20	0,17
Rechazo Compost	-	0,20
Lodos EDAR	0,061	0,175
Otros	0,00	0,04

Fracción de Carbono Orgánico Degradable Accesible (DOC_f)

Al estimar la cantidad de carbono presente en el residuo hay que tener en cuenta que no todo el carbono orgánico degradable llega a degradarse. Parte de este no queda accesible para los microorganismos y no llega a degradarse, y otra parte se degrada muy lentamente bajo condiciones anaeróbicas. El parámetro DOC_f refleja qué parte del carbono orgánico degradable llega a completar su transformación en gas bajo las condiciones del vertedero. Su valor va a depender de las condiciones del vertedero como la temperatura, la humedad, el pH o la composición de los residuos. Tanto en el modelo IPCC (2006) como en el Modelo CLIMA se define un valor por defecto recomendado para el DOC_f de 0,5. Sin embargo, en la nueva actualización del IPCC (2019) se definen distintos valores para el DOC_f según el tipo de residuo (Tabla 4-2).

Tabla 4-2. Distintos valores de DOC_f propuestos por la nueva actualización del IPCC (2019).

Tipo de residuo	Valor DOC _f
Menos biodegradables, como la madera.	0,1
Moderadamente biodegradables, como papeles o textiles.	0,5
Altamente biodegradables como residuos de comida o hierbas.	0,7
Residuos mezclados (cuando no se conoce la composición)	0,5

Tasa de generación de metano (k)

Este parámetro describe la velocidad exponencial (constante a lo largo del proceso, según la cinética de primer orden) a la cual el residuo se descompone por completo hasta producir metano. Depende del tiempo de vida media $t_{1/2}$, que es el tiempo que tarda la masa de DOC descomponible presente en los residuos en descomponerse a la mitad de su masa inicial. Valores reducidos de k indican un proceso de descomposición más lento, mientras que residuos de fácil y rápida degradabilidad se modelizan con elevados valores de la constante. Según la degradabilidad de cada tipo de residuo, estos tendrán asignado diferentes valores de k. La velocidad de degradación también depende de las condiciones de humedad y temperatura por lo que su valor variará de acuerdo con las condiciones ambientales. En el IPCC (2006) se asignan diferentes valores de k a cada tipo de residuo y se distinguen cuatro posibles opciones de condiciones climáticas (Tabla 4-3).

Tabla 4-3. Valores típicos de la tasa de generación de metano (k, años⁻¹) propuestos por el IPCC (2006).

Tipo de residuo		Zona climática			
		Boreal y templado		Tropical	
		Seco	Húmedo	Seco	Húmedo
Residuos de degradación lenta	Residuos de papel/textiles	0,04	0,06	0,045	0,07
	Residuos de madera/paja	0,02	0,03	0,025	0,035
Residuos de degradación moderada	Otros putrescibles orgánicos (no alimenticios) /residuos de jardín y parques	0,05	0,1	0,065	0,17
Residuos de degradación rápida	Residuos alimenticios/lodos de aguas servidas	0,06	0,185	0,085	0,4
Residuos brutos		0,05	0,09	0,065	0,17

En el Modelo CLIMA se establece el mismo valor de k para todos los tipos de residuos de 0,05 años⁻¹ que se corresponde con un clima boreal, templado y seco, como se muestra en la Tabla 4-3.

Factor de corrección de metano (MCF)

La generación de metano se produce bajo condiciones estrictamente anaeróbicas, sin embargo, no toda la extensión del vertedero se encuentra en estas condiciones. Algunas zonas, como el frente de vertido, pueden no estar cubiertas en determinados momentos por motivos operacionales. También según el tipo de cobertura que se utilice, esta puede no aislar completamente la masa de residuos de la superficie, lo que puede permitir que el aire penetre hacia los poros del residuo. Según el tipo de explotación que se lleve a cabo en el vertedero las zonas aeróbicas pueden ser más extensas. En vertederos poco controlados, con coberturas finas o deterioradas o en vertederos abandonados, pueden predominar este tipo de condiciones.

El Factor de corrección de metano tiene en cuenta el hecho de que los vertederos no gestionados adecuadamente producen menos metano que los que funcionan anaeróbicamente. Representa la fracción de volumen del vertedero que se encuentra en condiciones anaeróbicas. En IPCC (2006) se proponen distintos valores en función de las prácticas de gestión del vertedero (Tabla 4-4).

Tabla 4-4. Valores del MCF según el grado de gestión de cada vertedero.

Tipo de vertedero	MCF
Gestionado anaerobio	1
Gestionado semi-anaerobio	0,5
No gestionado (> 5 m de profundidad)	0,8
No gestionado (< 5m de profundidad)	0,4
Sitios de eliminación de residuos sólidos no categorizados	0,6

Aunque incluso un vertedero muy bien gestionado nunca se encuentra en condiciones anaerobias en toda su extensión, en el Modelo CLIMA se considera que el vertedero se encuentra bajo condiciones ideales de gestión y se utiliza el valor de 1 para el MCF.

Fracción de metano en el gas generado en el vertedero (F)

Este factor representa la proporción de metano en el biogás generado en condiciones anaeróbicas. El IPCC (2006) establece un valor del 50% para este factor, aunque generalmente, la proporción de metano en el biogás generado en vertederos maduros suele ser mayor. Es por ello por lo que en el Modelo CLIMA se utiliza un valor de 0,55 para este parámetro.

Si en el vertedero existe un sistema de captación de gas se puede disponer fácilmente de medidas de la proporción de metano en el biogás captado. Sin embargo, las proporciones de metano en el biogás captado no son las mismas que en el biogás generado, que es el que representa el factor F. El dióxido de carbono producido en el biogás generado se disuelve y es arrastrado en el lixiviado más fácilmente que el metano. En consecuencia, la proporción de metano en el biogás captado aumenta, y por tanto las medidas en el sistema de captación no representan necesariamente la concentración en el gas generado.

Factor de oxidación (OX)

Este factor refleja la cantidad de metano oxidado en la cobertura antes de la emisión. La oxidación se produce por la acción de microorganismos metanotróficos existentes en los materiales de cobertura. Según el tipo de cobertura y las condiciones climáticas (humedad y temperatura) esta oxidación puede variar desde prácticamente inexistente hasta casi el 100%. Cuanto mejor gestionado esté el vertedero, mejores serán las condiciones para que se produzca la oxidación del metano. Algunos vertederos cuentan incluso con biocoberturas o ventanas de oxidación diseñadas específicamente para alojar a los microorganismos encargados de llevar a cabo la oxidación del metano.

En el modelo inicial se propone utilizar dos valores bastante conservadores, ya que se tiene en cuenta que gran parte del gas escapará a la superficie a través de fisuras o por migración lateral y sólo una pequeña parte se difundirá a través de la cobertura. Los valores propuestos son 0, si el sitio está gestionado pero no cubierto con material aireado, o no gestionado; o 0,1, si el sitio está gestionado y cubierto con materiales que favorecen la oxidación de metano.

De acuerdo con el grado de gestión del vertedero de estudio, siguiendo las indicaciones del IPCC, el Modelo CLIMA utiliza el valor de 0,1 para la oxidación en la cobertura.

4.2.2 Formulación

La formulación utilizada para la realización de los cálculos es la misma en ambos modelos.

Las emisiones de metano son inferiores al metano generado, ya que una parte de este metano es recuperada por el sistema de captación y otra parte se oxida en la cobertura. El cálculo del metano emitido se realiza a través de la Ec.(4-1).

$$CH_4 \text{ emitido} = \left[\sum_x CH_4 \text{ generado}_{x,t} - R_t \right] (1 - OX) \quad (4-1)$$

Donde:

CH_4 emitido = metano emitido en el año t (T)

t = año de inventario

x = fracción de residuo (Tabla 4-1)

R_t = metano recuperado en el año t (T)

La base para el cálculo es la masa de Carbono Orgánico Degradable Descomponible (DDOC_m) que es igual al producto de la masa de residuos depositados (W), de la fracción de Carbono Orgánico Degradable contenido en los residuos (DOC), de la fracción de Carbono Orgánico Degradable que se descompone bajo condiciones anaeróbicas (DOC_f) y de la parte de los residuos que se descompone bajo condiciones anaerobias (MCF). Este cálculo se define en Ec.(4-2).

$$DDOC_m = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (4-2)$$

El cálculo de primer orden sigue dos ecuaciones simples, Ec.(4-3) y Ec.(4-4):

$$DDOC_{mat} = DDOC_{mdt} + (DDOC_{mat-1} \cdot e^{-k}) \quad (4-3)$$

$$DDOC_m \text{ decomp } t = DDOC_{mat-1} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (4-4)$$

Donde:

t = año de inventario

DDOC_{mat} = DDOC_m acumulado en el vertedero al final del año t (T)

DDOC_{mat-1} = DDOC_m acumulado en el vertedero al final del año (t-1) (T)

DDOC_{mdt} = DDOC_m depositado en el vertedero en el año t (T)

DDOC_m decomp t = DDOC_m descompuesto en el vertedero en el año t (T)

La producción de metano no comienza inmediatamente después de la disposición de los residuos, sino al cabo de un periodo de tiempo. Este tiempo se denominada tiempo de retardo y se define como el período entre el depósito del residuo y el comienzo de la generación de metano; es incierto y varía según la composición de los residuos y las condiciones climáticas. Para los cálculos del modelo se sugiere un tiempo de retardo de seis meses por defecto.

Finalmente, para obtener el metano generado es necesario considerar la fracción de metano en el biogás y aplicar un factor de conversión como en la Ec.(4-5), donde 16/12 es la relación de peso molecular CH_4/C .

$$CH_4 \text{ generado } t = DDOC_m \text{ decomp } t \cdot F \cdot 16/12 \quad (4-5)$$

4.3 Aplicación al caso de estudio. Modelo inicial

Como se describe previamente en el apartado 3.2.1 del Capítulo 3, el vertedero de estudio, de unas 20 ha, está situado en el norte de España e integrado dentro de un complejo medioambiental. Desde su apertura en el año 1989 recibe RSU, aproximadamente 120.000 T anuales, cuya composición ha ido variando con el paso de los años. Para facilitar la cuantificación total de las emisiones se distinguen dentro del vertedero dos celdas, Celda A y Celda B y dentro de la Celda B las Fases B1 y B2, cada una de ellas con características operacionales distintas. La Celda B cuenta con un sistema de extracción activo de gases.

Las estimaciones de las emisiones superficiales de metano del vertedero de estudio se vienen realizando mediante la hoja de cálculo en formato Excel preparada por el Ministerio de Transición Ecológica para facilitar la estimación de Emisiones para Proyectos Clima en Vertederos, basada en el Modelo de Residuos del IPCC (1996).

Como punto de partida para la propuesta de mejoras en el modelo se ha tomado como referencia el modelo de cálculo existente más actual, es decir, el IPCC (2006), de aquí en adelante denominado “modelo inicial”.

Caracterización de los residuos

Para la aplicación del caso de estudio en el modelo inicial se distingue entre 7 tipos diferentes de residuos: Papel/Cartón, Textiles, Residuos de comida, Lodos, Residuos de madera, Otros putrescibles orgánicos y Otros. Aunque en el Modelo CLIMA se distingue una fracción de Rechazo de Compost, puesto que el valor del DOC utilizado para esta fracción se corresponde con el mismo que el utilizado en el modelo IPCC (2006) para Otros putrescibles orgánicos, inicialmente se ha incluido el Rechazo de Compost dentro de esta fracción. En las tablas 4-5, 4-6, 4-7, 4-8, 4-9, 4-10 y 4-11 se presentan los tipos de residuos incluidos en cada una de las fracciones representadas en el modelo.

Tabla 4-5. Categorías de residuos incluidas en la fracción papel-cartón.

Código LER	Denominación
030307	Desechos de pasta elaborada a partir de residuos de papel y cartón
030308	Residuos procedentes de la clasificación de papel y cartón destinados al reciclado
030310	Desechos de fibras y lodos de fibras, de materiales de carga y de estucado
150101	Envases de papel y cartón
191201	Papel y cartón
200101	Papel y cartón

Tabla 4-6. Categorías de residuos incluidas en la fracción textiles.

Código LER	Denominación
040221	Residuos de fibras textiles no procesadas
040222	Residuos de fibras textiles procesadas
150109	Envases textiles
150203	Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras distintos de los especificados en el código 15 02 02
191208	Textiles
200110	Ropa
200111	Tejidos

Tabla 4-7. Categorías de residuos incluidas en la fracción residuos de madera

Código LER	Denominación
030101	Residuos de corteza y corcho
030105	Serrín, virutas, recortes, madera, tableros de partículas y chapas distintos de los mencionados en el código 03 01 04
030301	Residuos de corteza y madera
150103	Envases de madera
170201	Madera
191207	Madera distinta de la especificada en el 191206
200138	Madera distinta de la especificada en el código 20 01 37
200307	Residuos voluminosos

Tabla 4-8. Categorías de residuos incluidas en la fracción Residuos de comida

Código LER	Denominación
020101	Lodos de lavado y limpieza
020102	Residuos de tejidos de animales
020103	Residuos de tejidos de vegetales
020104	Residuos de plásticos (excepto embalajes)
020106	Heces de animales, orina y estiércol (incluida paja podrida) y efluentes recogidos selectivamente y tratados fuera del lugar donde se generan
020201	Lodos de lavado y limpieza
020202	Residuos de tejidos de animales
020203	Materiales inadecuados para el consumo o la elaboración
020301	Lodos de lavado, limpieza, pelado, centrifugado y separación
020304	Materiales inadecuados para el consumo o la elaboración
020501	Materiales inadecuados para el consumo o la elaboración
020601	Materiales inadecuados para el consumo o la elaboración
020701	Residuos de lavado, limpieza y reducción mecánica de materias primas
020704	Materiales inadecuados para el consumo o la elaboración

Tabla 4-9. Categorías de residuos incluidas en la fracción lodos.

Código LER	Denominación
20204	Lodos del tratamiento in situ de efluentes
020305	Lodos del tratamiento in situ de efluentes
020502	Lodos del tratamiento in situ de efluentes
020603	Lodos del tratamiento in situ de efluentes
020705	Lodos del tratamiento in situ de efluentes
190801	Residuos de cribado
190802	Residuos de desarenado
190805	Lodos del tratamiento de aguas residuales urbanas
190812	Lodos procedentes del tratamiento biológico de aguas residuales industriales distintos de los especificados en el código 19 08 11
190814	Lodos procedentes de otros tratamientos de aguas residuales industriales, distintos de los especificados en el código 19 08 13

Tabla 4-10. Categorías de residuos incluidas en la fracción residuos de madera

Código LER	Denominación
030101	Residuos de corteza y corcho
030105	Serrín, virutas, recortes, madera, tableros de partículas y chapas distintos de los mencionados en el código 03 01 04
030301	Residuos de corteza y madera
150103	Envases de madera
170201	Madera
191207	Madera distinta de la especificada en el 191206
200138	Madera distinta de la especificada en el código 20 01 37
200307	Residuos voluminosos

Tabla 4-11. Categorías de residuos incluidas en la fracción Otros putrescibles orgánicos.

Código LER	Denominación
040210	Materia orgánica de productos naturales (por ejemplo, grasa, cera)
160306	Residuos orgánicos distintos de los especificados en el código 16 03 05
190501	Fracción no compostada de residuos municipales y asimilados
190502	Fracción no compostada de residuos de procedencia animal o vegetal
190503	Compost fuera de especificación
200108	Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes
200125	Aceites y grasas comestibles
200201	Residuos biodegradables
200301	Mezclas de residuos municipales
200302	Residuos de mercados
200303	Residuos de la limpieza viaria
200304	Lodos de fosas sépticas
200306	Residuos de la limpieza de alcantarillas
200399	Residuos municipales no especificados en otra categoría

Tabla 4-12. Categorías de residuos incluidas dentro de la fracción Otros

Código LER	Denominación
010409	Residuos de arena y arcillas
010504	Lodos y residuos de perforaciones que contienen agua dulce
020199	Residuos no especificados en otra categoría
061303	Negro de carbón
070212	Lodos del tratamiento in situ de efluentes, distintos de los especificados en 070211
070213	Residuos de plástico
070299	Residuos no especificados en otra categoría
080410	Residuos de adhesivos y sellantes, distintos de los especificados en el código 08 04 09
110110	Lodos y tortas de filtración distintos de los especificados en el código 11 01 09
150102	Envases de plástico
150105	Envases compuestos
150106	Envases mezclados
150107	Envases de vidrio
160103	Neumáticos fuera de uso
160216	Componentes retirados de equipos desechados distintos de los especificados en 160215
170202	Vidrio
170203	Plástico procedente de la construcción y demolición
170604	Materiales de aislamiento distintos de los especificados en los códigos 17 06 01 y 17 06 03
170904	Residuos mezclados de construcción y demolición distintos de los especificados en los códigos 17 09 01, 17 09 02 y 17 09 03
180104	Residuos cuya recogida y eliminación no es objeto de requisitos especiales para prevenir infecciones
180203	Residuos cuya recogida y eliminación no es objeto de requisitos especiales para prevenir infecciones
190112	Cenizas de fondo de horno y escorias distintas de las especificadas en el código 19 01 11
190114	Cenizas volantes distintas de las especificadas en el 190113
190116	Polvo de caldera distinto del especificado en el 190115
190118	Residuos de pirólisis distintos de los especificados en el 190117

Código LER	Denominación
190119	Arenas de lechos fluidizados
190206	Lodos de tratamientos físico-químicos distintos de los especificados en el código 19 02 05
190703	Lixiviados de vertedero que no contienen sustancias peligrosas
190809	Mezclas de grasas y aceites procedentes de la separación de agua/sustancias aceitosas que contienen sólo aceites y grasa
190901	Residuos sólidos de la filtración primaria y cribado
190902	Lodos de la clarificación del agua
190904	Carbón activo usado
190905	Resinas intercambiadoras de iones saturadas o usadas
190999	Residuos no especificados en otra categoría
191204	Plástico y caucho
191205	Vidrio
191209	Minerales (por ejemplo, arena, piedras)
191212	Otros residuos (incluidas mezclas de materiales) procedentes del tratamiento mecánico de residuos, distintos de los especificados en el código 19 12 11
200102	Vidrio
200128	Pinturas, tintas, adhesivos y resinas distintos de los especificados en el código 20 01 27
200138	Madera distinta de la especificada en el código 20 01 37
200139	Plásticos
200141	Residuos del deshollinado de chimeneas

Valores paramétricos

Se toman los parámetros de biodegradabilidad de k y DOC utilizados en el modelo inicial. Salvo para el caso del valor de DOC de la fracción Otros, que, dada su composición en el vertedero de estudio no se corresponde con lo establecido en el modelo IPCC (que establece un valor de 0) y, por tanto, se toma el valor establecido por el Modelo CLIMA (Tabla 4-1). El resto de los parámetros utilizados en el modelo inicial de este estudio se muestran en la Tabla 4-12.

Tabla 4-13. Valores de los parámetros incluidos en el modelo inicial.

Otros parámetros		
Denominación	Abreviatura	Valor
Factor de accesibilidad	DOC _f	0,5
Factor de corrección condiciones anaeróbicas	MCF	1
Proporción de metano en biogás generado	F	0,5
Factor de oxidación	OX	0,1

Tras la realización de una serie de campañas de campo para la medición de las emisiones de metano superficiales (Capítulo 3), se ha comprobado que el modelo de estimación utilizado en la actualidad sobreestima las emisiones totales del vertedero de estudio. Se toma como año de estudio el 2020 puesto que es el año en el que se realizaron un mayor número de campañas de campo y por tanto del cual se tiene más información para contrastar con las emisiones estimadas. Las toneladas de metano fugado a través de la superficie estimadas para el año de estudio son de 7.056 T CH₄/año utilizando el Modelo CLIMA, mientras que las emisiones difusas promedio medidas en las campañas de campo oscilan entre 407 y 2.712 T CH₄/año. Aplicando el modelo inicial aún se sigue produciendo una sobreestimación de las emisiones estimadas que, en este caso, ascienden a 6.344 T CH₄/año (Tabla 4-13). Esta diferencia tan significativa pone de manifiesto la necesidad de realizar mejoras en el modelo utilizado, que permitan obtener una estimación más precisa de la cantidad de gases que se emiten a través de la superficie del vertedero a la atmósfera.

Tabla 4-14. Comparativa de las emisiones estimadas para el año 2020 por el Modelo CLIMA y el modelo tomado como referencia para este estudio, con los valores promedio de las campañas de campo realizadas.

Modo de estimación	Emisiones anuales estimadas (T CH₄/año)
Modelo CLIMA	7056
Modelo inicial (IPCC 2006)	6344
Campañas de campo	407-2712

4.4 Mejoras propuestas

Para mejorar esta estimación, se pueden considerar factores adicionales (Aghdam et al., 2019): tipo y condiciones de las cubiertas, migración lateral de gases o el pretratamiento de algunas fracciones (Franzidis et al., 2008). Estos factores pueden tener un impacto significativo en las emisiones de gases y, sin embargo, no se tienen

en cuenta en el modelo inicial. Con el fin de obtener una estimación más precisa y teniendo en cuenta el impacto de las condiciones específicas del vertedero estudiado, en este trabajo se incluyeron dos tipos diferentes de modificaciones.

Por un lado, se particularizaron los valores de algunos parámetros con la información disponible en el caso estudiado sobre las fracciones de residuos, biodegradabilidad, tiempo de retardo de la metanogénesis y oxidación del metano en las cubiertas.

Por otro lado, se agregaron nuevos términos al modelo inicial, que incluyen la cuantificación del carbono arrastrado con el lixiviado y el metano migrado a través del contorno del vertedero.

Teniendo en cuenta los nuevos términos incluidos en el modelo, se ha replanteado la ecuación general para la estimación de las emisiones difusas de metano a través de la superficie del vertedero. El carbono arrastrado con el lixiviado se tiene en cuenta en el cálculo del metano generado (apartado 4.4.2). Por lo que, en la nueva ecuación, Ec.(4-6), se incluye únicamente el metano migrado a través del contorno del vertedero, que se resta del metano generado junto con el metano recuperado, donde i representa la fase de operación.

$$CH_4\text{emitido} = \left[\sum_x CH_4\text{generado}_{x,t} - \left(\sum_i CH_4\text{migrado}_{ti} - R_{ti} \right) \right] (1 - OX) \quad (4-6)$$

En general, la operación de un vertedero implica diferentes fases o zonas en las que los residuos se depositan de forma secuencial. Cada una de estas fases puede tener características totalmente distintas. Por un lado, influyen las condiciones de operación en las que se depositaron los residuos; es posible que se utilicen materiales de cobertura distintos o que la compactación de los residuos varíe entre las diferentes zonas de depósito. También influirá la antigüedad de los residuos depositados en cada una de las zonas, por encontrarse en distintas fases de degradación, con una mayor o menor producción de metano, o por el deterioro de la cobertura con el paso del tiempo. Por otro lado, es importante tener en cuenta también el diseño de los vasos de vertido; es posible que exista o no un sistema de extracción de gas, o que la impermeabilización del vaso sea diferente.

La forma más adecuada para incluir las diferentes características de cada zona es realizar una zonificación del vertedero para el cálculo de las emisiones. En el caso de estudio se distinguieron las tres fases principales de operación, con diferente sistema de impermeabilización, cobertura superficial y sistema de extracción de gases: Celda

A, Fase B1 y Fase B2. Estas fases se describen en detalle en el Apartado 3.2.1 del Capítulo 3.

Como se menciona anteriormente, la distinción entre diferentes fases afecta a la forma en que se contabiliza el biogás recolectado. En el modelo mejorado, en lugar de restar el gas recuperado de la generación global, se considera que no existe una red de recolección en la Celda A, por lo que ninguna parte del biogás generado allí se capta en el sistema de extracción activa. La Fase B1 y la Fase B2 comparten los mismos colectores de gas y pozos por lo que no es posible medir la contribución de cada fase a la cantidad total extraída. Por lo tanto, ambas fases se contabilizan juntas para la recolección de biogás.

Partiendo de la nueva ecuación general y teniendo en cuenta la zonificación del vertedero, que afecta a su vez a la contabilización del biogás, en los siguientes párrafos se plantean las modificaciones específicas aplicadas al modelo para el caso estudiado.

4.4.1 Particularización paramétrica

Composición del residuo

El Modelo de Residuos del IPCC (2006) ofrece dos opciones para la estimación de las emisiones, que se pueden seleccionar en función de los datos disponibles. Una de ellas está basada en los datos de composición de residuos donde las cantidades de cada tipo de material o fracción se registran de manera separada; y la otra tiene en cuenta una única línea de residuos brutos. Ambas opciones son válidas y la elección de una u otra dependerá de la disponibilidad de datos de actividad de cada instalación. Para este trabajo se dispuso de la información necesaria para distinguir la cantidad de residuos depositada de cada fracción, lo que permite asegurar un mayor nivel de detalle en los resultados. La versión inicial del modelo distingue entre 7 fracciones (apartado 4.3): Papel/Cartón, Textiles, Residuos de comida, Lodos, Residuos de madera, Otros putrescibles orgánicos y Otros. De acuerdo con los tipos de pretratamiento que se realizan a los residuos que llegan a las instalaciones de estudio, se observó que las fracciones de residuos provenientes de la planta de TMB no encajaban, dada su composición y su estado de degradación, en ninguna de las fracciones mencionadas anteriormente. Por ello en este estudio se agregaron dos nuevas fracciones, “Rechazo de TMB” (que ya aparecía anteriormente en el Modelo Clima como “Rechazo de Compostaje”) y “Material Bioestabilizado”, junto con las ya incluidas en el enfoque inicial.

Parámetros de biodegradabilidad

De acuerdo con la composición y el estado de degradación de las fracciones incluidas en el estudio, se realizaron algunos cambios en los valores de los parámetros k y DOC para adaptar el modelo a las condiciones reales del vertedero estudiado.

Por un lado, se estudiaron las características de Rechazo de TMB para asignar valores de DOC y k adecuados para esta fracción. Dado que esta fracción está compuesta por residuos englobados en otras fracciones que cuentan con unos valores ya asignados de DOC y k , sus parámetros de biodegradabilidad se pueden calcular ponderando los valores de sus componentes. Además, es necesario tener en cuenta que el contenido de materia orgánica en la fracción de Rechazo de TMB se reduce drásticamente a lo largo del pretratamiento mecánico-biológico (López et al., 2018) y esto afecta al contenido de DOC de los residuos que la componen, pudiendo afectar también a la tasa de degradación, k .

Algunos estudios han analizado cómo el TMB reduce las emisiones gaseosas en los vertederos (De Gioannis et al., 2009; Di Maria et al., 2013; Heyer et al., 2013). El estudio llevado a cabo por Córdoba y Santalla (2022) pone de manifiesto, mediante la prueba del potencial bioquímico de metano (BMP), una reducción del 20% en la producción de metano en los residuos tratados con aireación controlada durante tan sólo 3 semanas. En el estudio de De Gioannis et al. (2009) se estabilizó aeróbicamente durante 8 y 15 semanas RSU que había recibido un tratamiento mecánico previo. Se realizaron tests anaerobios sobre los residuos tratados y se observó que la cantidad de carbono orgánico gasificado después de 8 y 15 semanas del TMB era de un 81% y un 93% menor respectivamente que la cantidad gasificada de los residuos brutos. Otros autores respaldan estos resultados reportando reducciones en las emisiones gaseosas después de TMB entre 56-90% dependiendo de las semanas de duración del tratamiento aeróbico (Heyer et al., 2013; Komilis et al., 1999; Scaglia et al., 2010). Scaglia et al. (2010) indica en sus resultados una reducción de la producción de metano en los residuos procedentes de TMB de un 56% para una duración de 4 semanas y de un 79% después de 12 semanas de tratamiento aeróbico.

Suponiendo que la presencia de carbono orgánico es proporcional a la formación de biogás (De Gioannis et al., 2009), los DOC de las fracciones individuales que componen el rechazo de TMB experimentarán una reducción considerable. Dado que en las instalaciones de estudio la duración del tratamiento biológico aerobio es de 8 semanas (como se detalla en el Capítulo 3 de esta tesis) tomando como referencia los valores obtenidos por otros autores, se establece una reducción del 70% para este

caso. La composición del rechazo de TMB en el vertedero estudiado (7,46% papel/cartón, 0,30% textil, 23,23% residuos alimentarios, 0,80 madera, 28,29% otros orgánicos putrescibles, 39,91% otros (Gobierno de Cantabria, 2017)) se ha utilizado para aproximar su contenido en DOC, obteniendo un DOC medio de 0,140 para los "residuos brutos" que, con una reducción del 70%, se queda en 0,042.

Siguiendo las conclusiones reportadas por Calabrò et al. (2011), el valor de la tasa de degradación, k , seguirá siendo el mismo después del TMB. Por un lado, el TMB acelera el proceso de hidrólisis mientras que, por otro lado, reduce el contenido de carbono, por lo que se puede suponer que estos dos procesos se equilibrarán entre sí y conducirán a la misma tasa de degradación. Aquí, al igual que el parámetro DOC, se calculó la constante k en base a la k asignada a los componentes de la fracción de rechazo del TMB, obteniendo un valor k promedio de 0,088 años⁻¹.

Se separó como nueva fracción la parte de "Otros putrescibles orgánicos " que corresponde al compost fuera de especificación. Esta fracción, denominada en las hojas de explotación de la empresa supervisora del vertedero "Material Bioestabilizado", se encuentra parcialmente degradada, por lo que su tiempo de degradación y sus parámetros serán diferentes a los del resto de los componentes de "Otros putrescibles orgánicos". En este caso, se tomó el valor del DOC para "Residuos de alimentos" (porque este es el componente principal de esta nueva fracción) pero se aplicó una reducción del 70%, como para "Rechazo de TMB", debido a la degradación que ha sufrido en el pretratamiento anterior. Como se explicó anteriormente, el valor de k sigue siendo el mismo que para la fracción "Residuos de alimentos".

Aproximadamente el 75% de la fracción "Otros" está compuesta por cenizas y escorias de fondo de horno, cuyo carbono no fósil es difícilmente degradable (IPCC, 2006). Promediando los valores de k y DOC de los componentes principales de esta fracción se obtuvieron valores de 0,02 y 0,015, respectivamente.

Por otro lado, la cubierta final instalada en la Fase B1 del vertedero (bajo la Fase B2) minimiza las emisiones superficiales. El modelo inicial propone cuatro opciones de valores de k según las condiciones climáticas, distinguiendo entre temperaturas templadas o tropicales y, entre condiciones secas o húmedas. En el caso de estudio, los valores de k se toman para una condición húmeda templada para todo el vertedero, excepto la Fase B1, ya que fue sellada en el año 2011 mediante la instalación de una cubierta de geomembrana en la superficie. En este caso la masa de residuos está completamente aislada de la lluvia y, por tanto, en condiciones de muy

baja humedad, por lo que se aplican condiciones secas para el valor de k. La Tabla 4-14 muestra los valores iniciales por defecto y los valores adoptados en este trabajo para los parámetros de biodegradabilidad de las fracciones de residuo consideradas.

Tabla 4-15. Valores predeterminados y adoptados para los parámetros de biodegradabilidad del modelo.

Fracciones de residuo	DOC_{inicial} (%)	k_{inicial húmedo} (año⁻¹)	k_{inicial seca} (año⁻¹)	DOC_{adoptado} (%)	k_{adoptada húmeda} (año⁻¹)	k_{adoptada seca} (año⁻¹)
Papel/Cartón	0,400	0,060	0,040	0,400	0,060	0,040
Textil	0,240	0,060	0,040	0,240	0,060	0,040
Residuos comida	0,150	0,185	0,060	0,150	0,185	0,060
Lodos	0,061	0,185	0,060	0,061	0,185	0,060
Residuos de Madera/Paja	0,430	0,030	0,020	0,430	0,030	0,020
Otros putrescibles orgánicos	0,200	0,100	0,050	0,200	0,100	0,050
Rechazo TMB	-	-	-	0,042	0,088	0,039
Material Bioest.	-	-	-	0,045	0,185	0,060
Otros	0,040	0,030	0,030	0,015	0,020	0,020

Tiempo de degradación de Rechazo de TMB y Material Bioestabilizado

Estudios como el realizado por López et al. (2018), demuestran un inicio rápido de las condiciones de metanogénesis en la fracción "Rechazo de TMB". Esto significa que las emisiones de metano aparecen antes que para otras fracciones de residuos, incluso dentro del primer mes después del depósito en vertedero. El mismo proceso ocurre con la fracción "Material Bioestabilizado". Para dar cuenta de esta aceleración, se redujo el tiempo de degradación por defecto a tres meses, considerando la mezcla de residuos, donde la fracción "Rechazo de TMB" constituye un 37% y el "Material Bioestabilizado" un 12%, y que las técnicas de operación del vertedero pueden retardar el proceso de metanogénesis.

Las ecuaciones (4-7) y (4-8) muestran las ecuaciones modelo propuestas por IPCC (2006) para cambios en el tiempo de retardo de la degradación, donde:

$$DDOC_m \text{ remt} = DDOC_m \text{ eliminado en el año } t, \text{ que aún queda al final del año } t, (T)$$

$DDOC_m\ dect = DDOC_m$ eliminado en el año t , que se ha descompuesto al final del año t , (T)

M es el mes en que se establece el inicio de la reacción, igual al tiempo de retraso promedio + 7 (en este caso específico, teniendo en cuenta un tiempo de retardo de 3 meses $M=10$) (IPCC, 2006).

$$DDOC_m\ remt = DDOC_{mdt} * e^{(-k * (\frac{13-M}{12}))} \quad (4-7)$$

$$DDOC_m\ dect = DDOC_{mdt} * [1 - e^{(-k * (\frac{13-M}{12}))}] \quad (4-8)$$

Parámetro DOC_f

El factor de accesibilidad DOC_f , se actualizó siguiendo el IPCC (2019), donde se proponen diferentes valores de DOC_f según los diferentes grados de descomposición de los residuos. Debido a los materiales poco biodegradables que componen la fracción "Otros", se le asignó un valor de 0,1 para su DOC_f .

Factor de oxidación

Según varios estudios publicados (Abichou et al., 2006; Abushammala et al., 2014; Bian et al., 2018) se observa que, dependiendo del tipo de cubierta del vertedero, la oxidación del metano podría ser superior al valor de 0,1 propuesto por el IPCC. El análisis realizado por Chanton et al. (2009), en el que se revisan los resultados de la tasa de oxidación de metano en 42 casos de estudio en diferentes tipos de suelos y cubiertas de vertederos, concluye que una tasa de oxidación del 10 % es baja para casi cualquier tipo de suelo. Además, establece unos valores de oxidación promedio para distintos tipos de suelo. Para el caso de suelos arcillosos el valor del ratio de oxidación obtenido es de $22 \pm 5\%$ en ensayos de laboratorio y de 18% en ensayos de campo. Amini et al. (2013) refieren valores del factor de oxidación que pueden ser muy variables, oscilando entre 0,1 y 0,68 como resultado de ensayos de laboratorio y entre 0,07 y 0,41 en estudios de campo. Para el análisis realizado en su artículo obtiene un valor de 0,32 promediando valores de 15 tipos de suelo de composición mixta. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) realizó en el año 2013 una revisión de los factores de oxidación estimados para vertederos con diferentes flujos de emisión. Para el caso de este estudio, en el que el flujo de emisión se encuadra dentro de un flujo medio (entre 10 y 70 $gCH_4/m^2/d$), la USEPA establece un factor de oxidación estimado del 25% (USEPA, 2013).

Tomando como referencia la bibliografía estudiada, se decidió establecer el valor de oxidación del 20% para el vertedero de estudio, ligeramente superior al establecido inicialmente por el modelo inicial del 10%.

4.4.2 Otras modificaciones

Carbono de lixiviado

Para evaluar la influencia de todos los términos del balance de carbono en las emisiones de metano, se debe tener en cuenta que parte del carbono es expulsado a través del lixiviado. Para ello, en el caso estudiado se recogieron todos los registros históricos de volumen de lixiviado y DQO (Demanda Química de Oxígeno) en el lugar. Estos valores se muestran en la pestaña “Lixiviado” de la hoja de cálculo del modelo (Anexo IV incluido en la memoria externa que acompaña a este documento). Con estos datos se estimó el flujo de carbono arrastrado junto con el lixiviado (C_{lix}) con la Ec.(4-9) (Park et al., 2020), donde:

C_{lix} = Carbono total en lixiviado por año (T/año)

DQO = Demanda Química de Oxígeno (mg/L)

Q = Volumen de lixiviados por año ($m^3/año$)

3/8 = conversión de DQO a C.

$$C_{lix} = DQO * Q * 10^{-6} * \frac{3}{8} \quad (4-9)$$

Migración lateral

En vertederos sin revestimientos laterales ni de fondo, parte del biogás generado puede migrar a través del contorno del subsuelo. Esta cantidad de biogás no se mide en las campañas convencionales de emisiones superficiales; podría detectarse en el balance de masa de carbono. La migración lateral está influenciada por diferentes factores como las condiciones atmosféricas (Christophersen et al., 2001) o el tipo de impermeabilización de fondo (Fjelsted et al., 2020).

En el vertedero de este estudio hay dos tipos diferentes de barreras de contorno: capas de arcilla compactada en la Celda A y Fase B1 y una barrera que incluye una geomembrana de HDPE en la Fase B2. Así, la Celda A y la Fase B1 son en principio las zonas más afectadas por la migración de contorno ya que las capas de arcilla permiten

el paso de un mayor flujo de gas por difusión. El flujo de difusión de metano a través de una barrera de arcilla se puede calcular, de acuerdo con (Tchobanoglous, 2002), con la Ec.(4-10), donde:

N_{CH_4} = flujo de gas de CH_4 (g/cm²*s)

D = coeficiente de difusión efectivo

α = porosidad total

C_{CH_4ext} = concentración de metano en el exterior de la cobertura

C_{CH_4int} = concentración de metano en el interior del vertedero

L = grosor del revestimiento

$$N_{CH_4} = -D * \alpha^3 \frac{C_{CH_4ext} - C_{CH_4int}}{L} \quad (4-10)$$

Dado que no es posible medir en campo la migración lateral que ocurre a través del revestimiento arcilloso del fondo, ni adaptar el valor del flujo de migración calculado con la Ec.(4-10) a las condiciones del modelo, se toma como referencia el estudio realizado por Fjelsted et al. (2020), donde se sugieren fracciones de migración lateral del 9 al 18% del total del gas generado. Para las condiciones del vertedero de estudio se tomó un valor del 10% para la migración lateral en la Fase B1 y Celda A, asegurando que este valor fuera siempre menor que el valor máximo de migración lateral calculado con la Ec.(4-10).

En la Fase B2, donde la geomembrana de HDPE es la barrera limitante, solo se consideró el flujo difusivo, asumiendo que no hay compromiso en la integridad de la membrana. Spokas et al. (2006) reportaron un flujo de 0,58 cm³ CH₄/ m²/d para una membrana de 1,5 mm de este tipo de polímero a 1 atm. El flujo lateral obtenido para esta celda al aplicar este valor es varios órdenes de magnitud menor que el flujo a través del contorno en las otras fases y, por lo tanto, se consideró despreciable.

4.5 Resultados y discusión

4.5.1 Formulación del modelo

Las modificaciones propuestas en el modelo dan lugar a nuevas fórmulas para el cálculo de los resultados de emisión finales. Para cada una de las fracciones se realiza

el **cálculo del metano generado anualmente**, como ya se hacía en el modelo inicial, pero con algunas modificaciones para su adaptación a las mejoras propuestas. El modelo se desarrolla en una hoja de cálculo programada en Excel que se presenta en el Anexo IV (incluido en la memoria externa que acompaña a este documento) y cuyo manual de usuario se describe en el Anexo I del presente documento.

1. Se calcula la masa de Carbono Orgánico Degradable Descomponible depositado en el año t ($DDOC_{mdt}$) Ec.(4-11).

$$DDOC_{mdt} = W_t * DOC * DOCf \quad (4-11)$$

2. Con los valores del flujo de carbono arrastrado junto con el lixiviado (C_{lix}) se obtiene la masa de Carbono Orgánico Degradable Descomponible restante tras el arrastre del carbono con el lixiviado ($DDOC_{lix_{mdt}}$) Ec.(4-12).

$$DDOC_{lix_{mdt}} = DDOC_{mdt} - C_{lix} \quad (4-12)$$

3. Se calcula la masa de Carbono Orgánico Degradable Descomponible restante tras el arrastre del carbono con el lixiviado que se descompone bajo condiciones anaerobias depositado en el año t ($DDOC_{lix_{mdta}}$) Ec.(4-13).

$$DDOC_{lix_{mdta}} = DDOC_{lix_{mdt}} * MCF \quad (4-13)$$

4. Cálculo de la masa de Carbono Orgánico Degradable Acumulado al final del año t ($DDOC_{lix_{mat}}$) Ec.(4-14).

$$DDOC_{lix_{mat}} = DDOC_{lix_{mdta}} + (DDOC_{lix_{mat-1}} \cdot e^{-k}) \quad (4-14)$$

5. Cálculo de la masa de Carbono Orgánico Degradable Descompuesto durante el año t ($DDOC_m \text{ decomp } t$) Ec.(4-15).

$$DDOC_m \text{ decomp } t = DDOC_{lix_{mat-1}} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (4-15)$$

6. Cálculo del metano generado a partir del $DDOC_m \text{ decomp } t$ Ec.(4-16).

$$CH_4 \text{ generado } t = DDOC_m \text{ decomp } t \cdot F \cdot 16/12 \quad (4-16)$$

Una vez calculado el metano generado anualmente por cada fracción se procede al **cálculo del metano total emitido anualmente** a través de la superficie.

1. En primer lugar, se calcula la cantidad de metano que migra a través del contorno de los vasos sin impermeabilización de fondo Ec.(4-17).

$$CH_4 \text{ migrado } t = CH_4 \text{ generado } t * 0,1 \quad (4-17)$$

2. Con la Ec.(4-6) descrita en el apartado 4.4 se obtiene el resultado final del metano total emitido anualmente.

4.5.2 Sensibilidad del modelo

En la Tabla 4-15 se muestran las modificaciones descritas, las cuales fueron implementadas en el modelo de manera paulatina para observar el efecto que producía cada una sobre los resultados de la estimación. Como referencia se muestra la estimación obtenida por la versión inicial y los resultados obtenidos por cada una de las versiones posteriores del modelo para el año 2020. Para cada versión se ha calculado la variación de metano emitido estimada respecto a la versión inicial para facilitar la evaluación de la sensibilidad de los resultados.

La versión inicial del modelo de vertedero se basó en las especificaciones reportadas por IPCC (2006b) sobre la generación de metano. Para obtener la estimación final de las emisiones, al metano total generado estimado por el modelo se le resta el metano captado registrado en el sistema de recolección del vertedero. El metano captado en el año de estudio (2020) fue de 1.565 T.

El Rechazo de TMB es la fracción más abundante en el vertedero, es decir, representa un 37% de la entrada total de residuos durante 2020. Por lo tanto, cualquier ajuste en relación con esta fracción puede causar un impacto significativo en la estimación. Los cambios para los valores de DOC y k del Rechazo de TMB descritos en la sección anterior se aplicaron en la primera modificación. Como resultado, se observa una disminución significativa, del 40%, en las estimaciones del modelo para 2020, lo que demuestra que constituyen los cambios más relevantes implementados. La Figura 4-1 muestra que el impacto de la Versión 1 con respecto al modelo inicial se presenta en el año 2002, cuando se instaló la planta de TMB.

La corrección del valor k a condiciones secas en la Fase B1 cuando esta fue sellada, Versión 3, supone un mejor ajuste a las condiciones reales, y un cambio significativo en el metano generado estimado. La falta de humedad debido al aislamiento de la lluvia bajo la cubierta de geomembrana ralentiza la degradación de los residuos y por tanto reduce la generación y emisión de gases. La introducción de esta peculiaridad en el modelo consigue una reducción de la estimación del 12%, la segunda en importancia de las descritas en la Tabla 4-15.

La versión 6 considera el carbono que sale arrastrado con el lixiviado y lo resta del balance total, como se describió anteriormente. Dado que el contenido de carbono de los lixiviados en el vertedero estudiado (entre 74 T y 489 T por año) solo representa aproximadamente el 2% del carbono total contenido en la entrada de residuos (entre 3.000 T y 25.000 T por año), este término solo reduce aproximadamente el 1% las emisiones totales de metano estimadas por el modelo.

El resto de las modificaciones tienen una menor influencia en la estimación, pero la combinación de todas ellas acerca el modelo a las condiciones reales del vertedero de estudio. Finalmente, el balance de emisiones de metano en las diferentes áreas del vertedero, para el año 2020, se distribuye como se muestra en la Tabla 4-16.

La Figura 4-1 muestra que, hasta el año 2003, no se aprecia una gran diferencia en los resultados estimados por los modelos inicial y final. A partir de este año el vertedero comenzó a recibir la fracción de rechazo TMB, las estimaciones del modelo final disminuyen significativamente coincidiendo en correspondencia con el objetivo principal del pretratamiento de residuos TMB, que es reducir las emisiones de los vertederos y también con el tiempo, particularmente, las emisiones de metano. La diferencia entre las Versiones Inicial y Final aumenta cuando se sella la Fase B1 del vertedero en 2012, lo que aisló esta fase de la penetración del agua de lluvia y redujo su contenido de humedad, hecho que no se consideraba en el modelo inicial. La marcada disminución en ambos modelos en el año 2000 es debida al comienzo de la operación del sistema de extracción de biogás.

Tabla 4-16. Modificaciones incluidas en el modelo y emisiones de metano estimadas para el año 2020.

Versiones del modelo	Modificaciones	Metano generado estimado (T/año)	Metano estimado emitido superficialmente (T/año)	% Variación del metano emitido
Versión inicial		8.614	6.344	
Versión 1	Tiempo de degradación para Rechazo de TMB	5.799	3.810	-40
Versión 2	Cambios en DOC y k de Rechazo de TMB Tiempo de degradación para el Material Bioestabilizado Cambios en DOC y k de Material Bioestabilizado Cambios en DOC y k de la fracción Otros	8.428	6.176	-3
Versión 3	Modificación de k en Fase B1 desde 2012	7.744	5.561	-12
Versión 4	Actualización de los valores de DOC para la versión del IPCC 2019	8.488	6.230	-2
Versión 5	Cambios en el factor de oxidación	8.614	5.639	-11
Versión 6	Se incluye carbono arrastrado en el lixiviado	8.512	6.252	-1
Versión 7	Se incluye el Flujo de Migración Lateral	8.614	5.941	-6
Versión Final	Inclusión de todos los cambios	4.526	2.191	-66

Tabla 4-17. Resultados obtenidos en la Versión Final del modelo para el año 2020.

Distribución del metano T CH ₄ /año					
	Generado	Migrado	Recuperado	Oxidado	Emitido
Celda A	113	11	0	21	81
Fase B1	2.097	210	1.565	527	2.110
Fase B2	2.315	0			

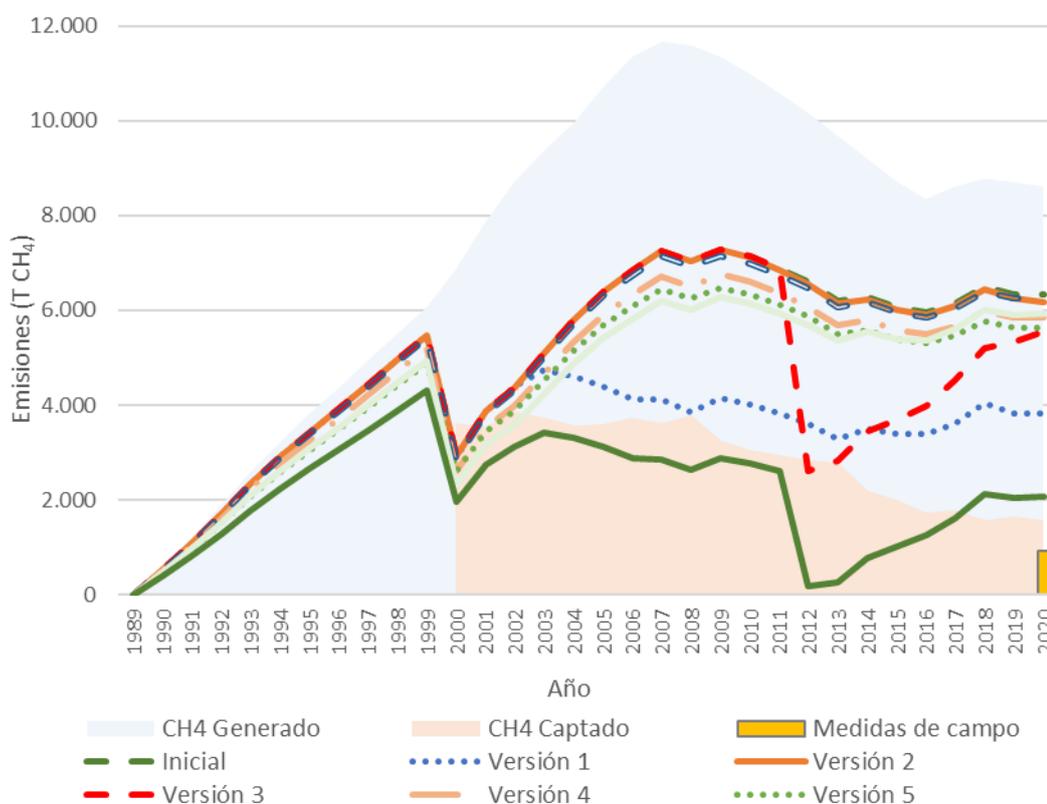


Figura 4-1. Evolución de las emisiones en el modelo inicial y final y en las siete versiones del modelo a lo largo de los años de operación del vertedero.

4.5.3 Aproximación a las medidas de campo.

Como se detalla en el Capítulo 3 del presente documento, se realizaron nueve campañas de campo a lo largo de los años 2019, 2020 y 2021 durante diferentes meses del año para cubrir las condiciones meteorológicas de las cuatro estaciones anuales. En total se midieron 663 puntos distribuidos entre las diferentes áreas del vertedero mediante el método de cámara de flujo estático. También se midieron las emisiones localizadas de los pozos de recolección de biogás que no estaban

conectados a la red de extracción de gas en cada una de las campañas. La cantidad total de emisiones de gases involucra tanto a las fuentes difusas como a las localizadas y, por lo tanto, los resultados de la estimación del modelo se deben comparar con la suma de ambas.

Para comparar los valores obtenidos a través del modelo, se toma como referencia el año 2020, para el cual los resultados de la campaña de campo para las emisiones superficiales difusas globales ascienden a 733 T CH₄/año, mientras que las emisiones medias localizadas de los pozos ascienden a 182 T CH₄/año, haciendo un total de 915 T CH₄/año. De acuerdo con estos resultados, la estimación de la versión inicial del modelo supera aproximadamente en 7 veces los valores medidos (Tabla 4-15). Mientras que los resultados obtenidos en la versión final, que combina todas las modificaciones propuestas, son aproximadamente un 67% más próximos a las medidas de la campaña de campo que la versión inicial. Si bien la desviación entre los resultados del modelo y las estimaciones de campo sigue siendo considerable, la aproximación lograda se considera suficiente para los fines de la investigación, especialmente considerando la incertidumbre asociada a ambos métodos de estimación.

Por un lado, aunque las campañas de cámara de flujo involucran muchos puntos, los resultados de la campaña de campo presentan cierta incertidumbre inherente porque las mediciones de flujo de metano se toman en puntos y tiempos específicos para luego ser extrapolados a toda la superficie del vertedero y al periodo de monitoreo. De manera similar a otros estudios de campo (Cambaliza et al., 2017; Mønster et al., 2019; Oonk., 2010; Scharff et al., 2003; Spokas et al., 2021) la variabilidad espacial y temporal asociada con las condiciones meteorológicas y las condiciones de operación en el sitio limitan la precisión de los resultados (Delgado et al., 2022). Por lo tanto, no tiene sentido intentar obtener un ajuste fino de los resultados del modelo a la estimación de campo.

Por otra parte, si bien el modelo permite incorporar información específica sobre las condiciones particulares del lugar, la incertidumbre de los valores paramétricos adoptados en esta investigación es relevante debido a que no se han realizado pruebas específicas y los valores adoptados se basan en los datos disponibles. Como señalan los párrafos anteriores y otros autores (Fei et al., 2016; Garg et al., 2006), refinar estos valores podría cambiar el resultado de los cálculos.

A pesar de estas limitaciones, el enfoque puede ser suficiente para los propósitos de este estudio porque sus resultados muestran el impacto de particularizar el modelo

incorporando la información local disponible, e incluso recurriendo a valores de la literatura observados en casos similares. También muestra que, incluso sin pruebas específicas, el modelo puede evaluar el impacto de las estrategias operativas, como el pretratamiento de desechos eliminados o el sellado de superficies, sobre las emisiones de GEI en condiciones particulares del sitio de estudio.

Aunque los resultados de las mediciones de campo tienen asociada cierta incertidumbre debido a la fluctuación espacial y temporal de las emisiones de gases, la comparación con estos resultados muestra que el modelo modificado mejora la estimación de la versión inicial.

4.6 Conclusiones parciales

El objetivo de esta parte de la investigación fue crear un modelo útil para estimar las emisiones de metano en vertederos teniendo en cuenta el impacto de las condiciones locales, el diseño del vertedero y las estrategias operativas.

Se incluyeron nuevos términos al modelo estándar del IPCC y se modificaron algunos valores de los parámetros para hacerlo sensible a las particularidades del vertedero de estudio. Algunos de ellos han mostrado un gran impacto en los resultados del modelo. Para el caso de estudio, donde el Rechazo de TMB es la fracción predominante, ajustar los valores paramétricos que caracterizan la biodegradación de esta fracción conduce a un cambio significativo en las emisiones estimadas. La reducción del tiempo de degradación del Rechazo de TMB y las modificaciones propuestas en los parámetros DOC y k reducen la estimación de emisiones en un 40%. Esto se corresponde con uno de los principales objetivos del pretratamiento mecánico-biológico de residuos, reducir las emisiones de los vertederos, y en particular las emisiones de metano. Sin embargo, otras modificaciones como considerar el carbono que se escapa a través del lixiviado o la migración de contorno del gas muestran un impacto menor, no teniendo mucha relevancia en las emisiones de metano estimadas para el caso estudiado. Por otro lado, considerar la disminución de la humedad dentro de los residuos al instalar una cubierta final en la Fase B1 ha mostrado un impacto significativo en los resultados, lo que resalta la relevancia de la cobertura del vertedero en el control de emisiones.

La aplicación de la versión propuesta del modelo al vertedero estudiado muestra claramente el efecto de las principales medidas adoptadas para reducir las emisiones del vertedero y conduce a resultados más cercanos a las medidas de campo

disponibles en comparación con la versión inicial y con el Modelo CLIMA que se venía utilizando en el vertedero.

Estos resultados son extrapolables a otras instalaciones. De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, antes de aplicar un modelo de estimación de emisiones en un vertedero se deben tener en cuenta ciertas consideraciones: realizar una adecuada caracterización de este, considerar posibles pretratamientos realizados a los residuos vertidos, evaluar el tipo de cubierta existente y hasta qué punto aísla los residuos y posibles migraciones laterales.

Asimismo, siguiendo las indicaciones establecidas por el IPCC, se debe prestar atención a los parámetros utilizados, adaptándolos siempre a las condiciones de cada instalación.

Si bien los resultados derivados de este estudio mejoran considerablemente las estimaciones del modelo general, aún es necesario avanzar en la investigación de los parámetros que influyen en la variación de las emisiones de metano, como la oxidación de la cubierta (Abushammala et al., 2013; Reddy et al., 2019; Ayodele et al., 2020), condiciones meteorológicas (Aghdam et al., 2019) o migración lateral (Fjelsted et al., 2020), entre otras, con el fin de lograr una mayor precisión en las emisiones estimadas.

4.7 Referencias

Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., Lei, Y., Stern, J., 2006. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Manag.* 26, 1305-1312. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.016>

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Elfithri, R., 2013. Assessment of methane emission and oxidation at Air Hitam Landfill site cover soil in wet tropical climate. *Environ. Monit. Assess.* 185, 9967-9978. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3305-1>

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Irwan, D., Younes, M.K., 2014. Methane oxidation in landfill cover soils: A review. *Asian J. Atmos. Environ.* 8, 1-14. <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>

Aghdam, E.F., Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2019. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. *Waste Manag.* 87, 905-914. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045>

- Amini, H.R., Reinhart, D.R., Niskanen, A., 2013. Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. *Waste Manag.* 33, 2720-2728. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.025>
- Ayodele, T.R., Alao, M.A., Ogunjuyigbe, A.S.O., 2020. Effect of collection efficiency and oxidation factor on greenhouse gas emission and life cycle cost of landfill distributed energy generation. *Sustain. Cities Soc.* 52. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101821>
- Bian, R., Xin, D., Chai, X., 2018. A Simulation model for estimating methane oxidation and emission from landfill cover soils. *Waste Manag.* 77, 426-434. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.029>
- Calabrò, P.S., Orsi, S., Gentili, E., Carlo, M., 2011. Modelling of biogas extraction at an Italian landfill accepting mechanically and biologically treated municipal solid waste. *Waste Manag. Res.* 29, 1277-1285. <https://doi.org/10.1177/0734242X11417487>
- Cambaliza, M.O.L., Bogner, J.E., Green, R.B., Shepson, P.B., Harvey, T.A., Spokas, K.A., Stirm, B.H., Corcoran, M., 2017. Field measurements and modeling to resolve m² to km² CH₄ emissions for a complex urban source: An Indiana landfill study. *Elementa* 5. <https://doi.org/10.1525/elementa.145>
- Chanton, J.P., Powelson, D.K., Green, R.B., 2009. Methane oxidation in landfill soils, is a 10% default value reasonable? *J. Environ. Qual.* 38, 654-663. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0221>
- Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., Chanton, J., 2001. Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing emissions and methane oxidation. *Waste Manag. Res.* 19, 595-612. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900616>
- Córdoba, V.E., Santalla, E.M., 2022. Estimation of long-term methane emissions from Mechanical-Biological Treatment waste through biomethane potential test. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 43, 3835-3847. <https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1936199>
- De Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G., Milia, S., 2009. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. *Waste Manag.* 29, 1026-1034. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.016>

Delgado, M., López, A., Esteban, A.L., Lobo, A., 2022. Some findings on the spatial and temporal distribution of methane emissions in landfills. *J. Clean. Prod.* 362. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132334>

Di Maria, F., Sordi, A., Micale, C., 2013. Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically-biologically pretreated waste in a landfill with energy recovery. *Waste Manag.* 33, 2557-2567. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.011>

Fei, X., Zekkos, D., Raskin, L., 2016. Quantification of parameters influencing methane generation due to biodegradation of municipal solid waste in landfills and laboratory experiments. *Waste Manag.* 55, 276-287. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.015>

Fjelsted, L., Christensen, A.G., Larsen, J.E., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2020. Closing the methane mass balance for an old closed Danish landfill. *Waste Manag.* 102, 179-189. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.045>

Franzidis, J.P., Héroux, M., Nastev, M., Guy, C., 2008. Lateral migration and offsite surface emission of landfill gas at City of Montreal landfill site. *Waste Manag. Res.* 26, 121-131. <https://doi.org/10.1177/0734242X07085752>

Garg, A., Achari, G., Joshi, R.C., 2006. A model to estimate the methane generation rate constant in sanitary landfills using fuzzy synthetic evaluation. *Waste Manag. Res.* 24, 363-375. <https://doi.org/10.1177/0734242X06065189>

Gobierno de Cantabria, 2017. Plan de residuos de la Comunidad Autónoma de Cantabria 2017 - 2023 210.

Heyer, K.U., Hupe, K., Stegmann, R., 2013. Methane emissions from MBT landfills. *Waste Manag.* 33, 1853-1860. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.012>

Huang, D., Du, Y., Xu, Q., Ko, J.H., 2022. Quantification and control of gaseous emissions from solid waste landfill surfaces. *J. Environ. Manage.* 302, 114001. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114001>

IPCC- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2006. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 3. Eliminación de desechos sólidos. Hayama, Japón.

Komilis, D.P., Ham, R.K., Stegmann, R., 1999. The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior: A literature review. *Waste Manag. Res.* 17, 10-19. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3070.1999.00005.x>

López, A., García, M., Esteban-García, A.L., Cuartas, M., Molleda, A., Lobo, A., 2018. Emissions from mechanically biologically treated waste landfills at field scale. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 15, 1285-1300. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1497-6>

Mønster, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2019. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. *Waste Manag.* 87, 835-859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>

Oonk, H., 2010. Literature review: methane from landfills. *Sustain. Landfill Found.*

Park, J.K., Chong, Y.G., Tameda, K., Lee, N.H., 2020. Applying methane and carbon flow balances for determination of first-order landfill gas model parameters. *Environ. Eng. Res.* 25, 374-383. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.074>

Reddy, K.R., Rai, R.K., Green, S.J., Chetri, J.K., 2019. Effect of temperature on methane oxidation and community composition in landfill cover soil. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 46, 1283-1295. <https://doi.org/10.1007/s10295-019-02217-y>

Scaglia, B., Confalonieri, R., D'Imporzano, G., Adani, F., 2010. Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 101, 945-952. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.085>

Scharff, H., Martha, A., v. Rijn, D.M.M., Hensen, A., C., F., Oonk, J., Vroon, R., de Visscher, A., Boeckx, P., 2003. A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions 104.

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., 2011. A process-based inventory model for landfill CH₄ emissions inclusive of seasonal soil microclimate and CH₄ oxidation. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 116. <https://doi.org/10.1029/2011JG001741>

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y.M. Le, Hebe, I., 2006. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Manag.* 26, 516-525. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021>

Spokas, K.A., Bogner, J., Corcoran, M., 2021. Modeling landfill CH₄ emissions: CALMIM international field validation, using CALMIM to simulate management strategies,

Capítulo 4

current and future climate scenarios. *Elementa* 9, 1-20.
<https://doi.org/10.1525/elementa.2020.00050>

Tchobanoglous, G., 2002. HANDBOOK OF SOLID WASTE MANAGEMENT, *Bulletin of Science, Technology & Society*. <https://doi.org/10.1036/0071356231>

USEPA, 2013. Federal Register notice—78F.R. 71925, 71968, 71971, November 29, 2013.

Capítulo 5

Medidas de reducción de emisiones

5.1 Introducción

Las emisiones de gas procedentes de vertederos abarcan grandes extensiones y se distribuyen de forma muy heterogénea. Como se ha observado en anteriores capítulos de esta tesis, estas emisiones son también variables en el tiempo y se ven afectadas por numerosos factores tanto ambientales como operacionales. Dichas características confieren una particular dificultad a la hora de reducir este tipo de contaminación.

Dada su heterogeneidad es difícil proponer medidas para reducir emisiones que puedan ser de utilidad para toda la extensión del vertedero. Y su variabilidad en el tiempo hace que las medidas deban estar en constante revisión. Por otro lado, su amplia distribución espacial dificulta tanto la medición de estas emisiones como la localización de las distintas fuentes de emisión. Además, en vertederos activos, el avance del frente de vertido o la instalación tanto de coberturas provisionales como sellados definitivos en las distintas zonas del vertedero, dificultan la aplicación de medidas en la superficie.

En la actualidad los vertederos controlados cuentan con medidas básicas de reducción, como sistemas de captación de biogás, tanto activos como pasivos, o coberturas en la superficie que según el momento en el que se encuentre la explotación pueden tener diferentes características. Pero como ya se comentó en el capítulo “Antecedentes” del presente documento, estas medidas generalmente no consiguen mitigar totalmente las grandes cantidades de gas que escapan a través de la superficie.

Para planificar y desarrollar medidas de reducción de emisiones efectivas el primer paso es conocer con exactitud la cantidad de gas que se está emitiendo y sus fuentes principales de emisión. Este primer paso se ha estudiado con detalle en los anteriores capítulos de este documento, que abordan su cuantificación tanto con medidas de campo como con estimaciones a través de modelos matemáticos.

En este capítulo se analizan diferentes medidas de reducción de emisiones. En primer lugar, se presenta una revisión bibliográfica de los trabajos más recientes publicados sobre el tipo de medidas de mitigación de emisiones más estudiada en la actualidad, por ser la más recientemente propuesta: la oxidación microbiana de metano. Como principal aporte se sintetiza el conocimiento actual sobre este tipo de técnicas, y se proponen alternativas sostenibles para su aplicación. A continuación, se analizan otras medidas de mitigación aplicables en la operación de los vertederos y se

proporciona una tabla que engloba todas las medidas de reducción disponibles para el análisis de su posible implementación en instalaciones reales. Por último, se exponen propuestas y resultados de la aplicación de diferentes medidas de reducción de emisiones en el vertedero tomado como caso de estudio en esta investigación.

5.2 Mitigación de emisiones mediante la oxidación del metano

El CH₄ generado por la fermentación anaerobia de los residuos, puede ser oxidado en la cobertura de los vertederos gracias a un grupo de bacterias metanotrofas. Estas bacterias viven en condiciones aerobias y, mediante un proceso de oxidación, transforman el metano en dióxido de carbono, agua y biomasa microbiana. Este proceso se lleva a cabo gracias a la enzima metano monooxigenasa que poseen estas bacterias y que las permite consumir metano como fuente de energía y de carbono (Chavan y Kumar, 2018), como representa esta ecuación simplificada:



Otros componentes orgánicos del biogás como hidrocarburos aromáticos y halogenados pueden ser también parcial o totalmente degradados por bacterias metanotrofas que tengan la capacidad de metabolizar otros sustratos además del metano (Abushammala et al., 2014).

Dentro de las bacterias metanotrofas se pueden distinguir las de tipo I y las de tipo II, que se diferencian en varias características, como: (1) capacidad de co-metabolizar otros sustratos orgánicos; (2) la concentración de metano que desencadena el inicio de la oxidación; (3) sus tasas de consumo de metano; (4) requerimientos de oxígeno; o (5) tolerancia a los cambios de humedad y temperatura (Huber-Humer et al., 2008).

5.2.1 Factores que influyen en la oxidación

Existen muchos estudios en los que se analiza la influencia de diferentes factores como la humedad, pH, temperatura, concentración de oxígeno, materia orgánica, etc., en la eficiencia de oxidación del metano en la cobertura (Czepiel et al., 2003; Bian et al., 2018; Chanton & Liptay, 2000; Reddy et al., 2019). Conocer las variaciones que se producen en los rendimientos de oxidación debido a estos factores, permite optimizar el diseño de los sistemas bióticos de oxidación (Majdinasab y Yuan, 2017). A continuación, se analizan los factores más relevantes: textura del suelo, presencia de

nitrógeno, etc. La Tabla 5-1 muestra un resumen de los factores descritos y sus correspondientes efectos sobre la oxidación del metano.

Textura del suelo

La textura y granulometría del suelo es uno de los factores más determinantes en la oxidación del metano en la cobertura, ya que influye en la porosidad del suelo y su capacidad para retener agua y permitir el movimiento del gas. En el estudio realizado por Chanton & Liptay (2000) se aprecia claramente la diferencia entre una cobertura de arcilla y una cobertura con alto contenido en materia orgánica (compost, tierra...). La cobertura orgánica es más porosa, lo que permite la entrada de oxígeno a capas más profundas, y además retiene el agua en mayor medida que la arcilla, lo que permite un mejor desarrollo de la actividad bacteriana. Al retener más humedad se previene la aparición de grietas por desecación, que pueden ser vía de emisión de cantidades significativas de biogás (Stern et al., 2007). Materiales como el compost tienen una alta capacidad de retención de humedad, resultando en una menor permeabilidad y un menor coeficiente de difusión del gas. Esto aumenta el tiempo de retención del gas, dando tiempo a oxidar mayor cantidad de metano (Stern et al., 2007; Abichou et al., 2009). Según Stern et al. (2007), los suelos con tamaño de grano más grueso contribuyen a una mayor oxidación que los suelos y arcillas de grano fino. Sin embargo, Scheutz et al. (2014) analizan diferentes materiales, y obtienen como resultados que los materiales más finos (tamizados a través de una malla de 15 mm) son preferibles para favorecer la oxidación, presumiblemente porque al contar con una mayor superficie específica tienen una mayor cantidad de microbios adheridos.

Presencia de nitrógeno

A través del estudio experimental realizado por De Visscher et al. (1999) se llegó a la conclusión de que el amonio (NH_4) puede ser un factor inhibidor de la oxidación del metano en según qué situaciones. Si la oxidación se produce en condiciones de baja concentración de metano, una pequeña concentración de amonio puede ser suficiente para inhibir la oxidación. Sin embargo, para altas concentraciones de metano la presencia de amonio puede estimular la oxidación, porque el nitrógeno puede ser un factor limitante del proceso.

Concentración de oxígeno

Tanto el nitrógeno como el oxígeno son importantes reguladores de la oxidación del metano (Wilshusen et al., 2004). Todas las bacterias metanotrofas son aerobias, pero no necesitan concentraciones de O_2 tan altas como en la atmósfera (Cao y Staszewska,

2011). En el estudio desarrollado por (Wilshusen et al., 2004) se concluyó que, en promedio, el compost de hojas alcanza una actividad de oxidación de metano ligeramente más alta y más estable, con 1,5% de oxígeno que con 10,5%. En Cao & Staszewska (2011) la tasa de oxidación de metano crece gradualmente al aumentar la concentración de oxígeno desde 2,5% a 15%, a partir de la cual se alcanza una tasa de oxidación aproximadamente constante. Según el tipo de material utilizado en la cobertura, la presencia de oxígeno puede llegar a mayor profundidad aumentando así la zona de oxidación. En general, para una cobertura de 1 m de espesor, la profundidad a la que está presente el oxígeno puede variar entre los 75 y 85 cm, según el tipo de material (Pecorini y Iannelli, 2020).

Temperatura del suelo

Como ocurre con todos los procesos enzimáticos, la temperatura es un factor crítico en la actividad oxidativa bacteriana (Scheutz y Kjeldsen, 2004). Las bacterias metanotrofas son organismos mesofílicos por lo que crecen a temperaturas moderadas entre 25-35 °C. Muchos investigadores han estudiado la variación de la actividad oxidativa con respecto a la temperatura del suelo, obteniendo diferentes resultados. Por ejemplo, Czepiel et al. (2003) observan una clara correlación directa entre la temperatura y el porcentaje de CH₄ oxidado. Sin embargo, Reddy et al. (2019) concluyen que el rendimiento de oxidación aumenta con la temperatura en un rango entre 6 y 30 °C, pero desciende para temperaturas mayores de 30 °C. Esto es similar a lo reportado por Scheutz & Kjeldsen (2004), que afirman que la oxidación de metano aumenta exponencialmente con la temperatura del suelo para el rango entre 2 y 25 °C. El máximo rendimiento de oxidación ocurre a los 30 °C y empieza a descender a los 40 °C. En climas templados parece que la temperatura no tiene por qué ser un impedimento en el correcto desarrollo de la oxidación, pero, sin embargo, para climas especialmente fríos y climas tropicales, las temperaturas extremas pueden hacer descender la tasa de oxidación. En Chanton & Liptay (2000) se aprecia una acusada variabilidad estacional de la oxidación. En invierno la oxidación es del 3-5% (8 °C) mientras que, en verano (35 °C), la tasa de oxidación asciende hasta un 43%.

Espesor de la cobertura

El espesor de la cobertura orgánica en la que tiene lugar la oxidación es otro de los factores más estudiados en este proceso. En Chanton et al. (2009) no se encontraron relaciones entre el espesor de la cobertura y la oxidación producida, porque esta estaba concentrada en la zona más superficial. Scheutz et al. (2009) coinciden en que la oxidación del CH₄ ocurre principalmente en la zona más superficial de la cobertura.

Sin embargo, para Stern et al. (2007) un mayor espesor de cobertura asegura una mayor retención del CH₄ transportado, y esto resulta en unas menores emisiones y una mayor fracción de CH₄ oxidado. Según el estudio realizado por Bian et al. (2018) la oxidación de CH₄ ocurre a profundidades de 0-0,2 m, reflejando los límites de concentración significativa del oxígeno. Asimismo, De Visscher et al. (1999) concluyen en su estudio de oxidación en columnas de suelo, que la oxidación se produce principalmente en los primeros 0,3 m de la cobertura.

Concentración de metano

Las bacterias metanotrofas presentan diferentes reacciones ante las variaciones de concentración de metano, pudiéndose clasificar en organismos de alta o baja afinidad. Por ello, la relación entre la concentración de CH₄ y la oxidación puede variar en función del tipo de metanotrofo que intervenga en la oxidación. Los metanotrofos de baja afinidad no pueden oxidar el CH₄ salvo que este se encuentre en elevadas concentraciones (0,8-66 μmol L⁻¹). Mientras que los organismos de alta afinidad pueden oxidar el CH₄ incluso aunque este se encuentre en muy bajas concentraciones (0,8-280 nmol L⁻¹) (Huber-Humer et al., 2008). En general, los metanotrofos de baja afinidad son más comunes en las coberturas de los vertederos. Chanton et al. (2011) demuestran que el porcentaje de oxidación crece linealmente con la carga de metano para bajas concentraciones. Sin embargo, para concentraciones de metano elevadas, los factores limitantes de la oxidación pasan a ser otros, como el oxígeno o las poblaciones microbiológicas, haciendo que el porcentaje de oxidación disminuya. Varios estudios de laboratorio han demostrado también que el ratio de oxidación de metano aumenta con la concentración de CH₄ hasta cierto nivel (Figura 5-1)(Majdinasab & Yuan, 2017; Cao & Staszewska, 2011).

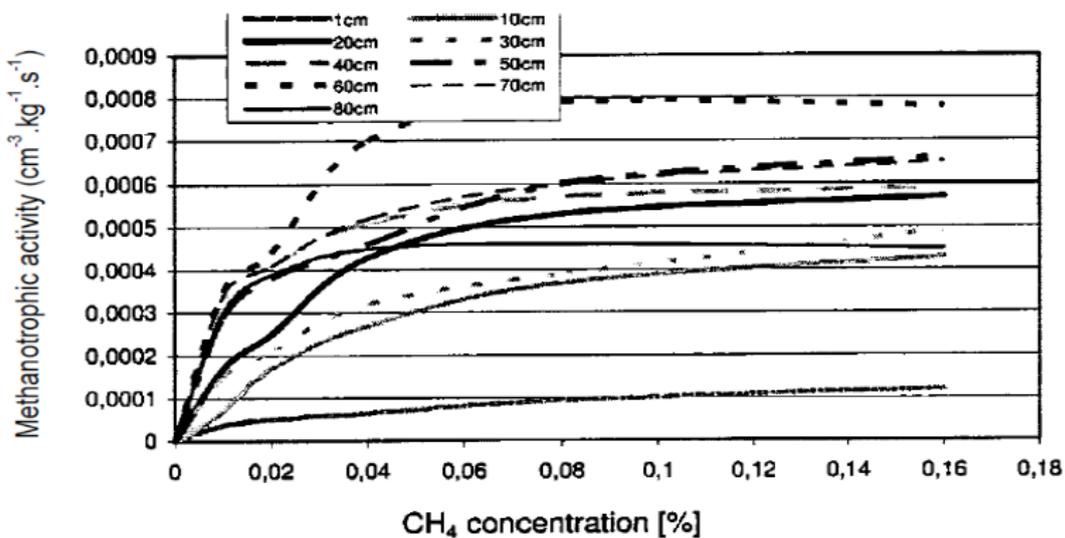


Figura 5-1. Relación entre la concentración de CH₄ y la actividad metanotrófica observada en materiales de arena en 9 profundidades diferentes. (Pawłowska y Stępniewski., 2006).

Humedad del suelo

La humedad del suelo puede tener efectos opuestos en el proceso de oxidación. En principio, un adecuado porcentaje de humedad favorece el crecimiento de las bacterias metanotrofas. En zonas áridas, con poca precipitación, la actividad oxidativa será menor. Sin embargo, un exceso de humedad puede provocar que se saturen los poros de la cobertura y no llegue el oxígeno suficiente para mantener con vida a las bacterias metanotrofas (Majdinasab & Yuan, 2017). Esto ocurre en algunos de los puntos medidos en el estudio de (Stern et al., 2007), donde el porcentaje de humedad y la oxidación muestran una correlación inversa. Diversos estudios establecen el rango óptimo de humedad entre un 10 y un 35% (Albanna et al., 2007) o un 10-20% (Stern et al., 2007). Es esencial que la cobertura sea suficientemente permeable para que penetre el oxígeno, pero a su vez tenga suficiente retención de humedad.

5.2.2 Métodos de oxidación en vertederos

Desde los años 80, se han propuesto diversos sistemas de mitigación de emisiones basados en la oxidación bacteriana, como las biocoberturas, ventanas de oxidación, bio-filtros, bio-membranas o bio-lonas (estas dos últimas menos comúnmente utilizadas).

Tabla 5-1. Efecto de los diferentes factores que influyen en el proceso de oxidación.

Factor	Efecto
Textura del suelo	Permite la entrada de oxígeno a capas más profundas, y mejora la retención de agua
Presencia de nitrógeno	Para bajas concentraciones de CH ₄ la presencia de NH ₄ puede inhibir la oxidación. Para altas concentraciones de CH ₄ la presencia de NH ₄ estimula la oxidación.
Presencia de oxígeno	La presencia de oxígeno es necesaria para llevar a cabo la oxidación, pero preferiblemente en concentraciones inferiores a las de la atmósfera.
Temperatura del suelo	La temperatura idónea oscila entre los 25° y 30°.
Espesor de la cobertura	Un mayor espesor garantiza un mayor tiempo de retención.
Concentración de metano	El porcentaje de oxidación crece linealmente con la concentración de metano para bajas concentraciones.
Humedad del suelo	Un adecuado porcentaje de humedad favorece el crecimiento de las bacterias, pero una humedad excesiva puede saturar los poros y evitar la entrada de oxígeno.

Para la implantación de medidas de mitigación adecuadas, será necesario realizar un estudio previo de las condiciones de la cobertura y realizar medidas de campo para cuantificar las emisiones. Como se explica en el estudio de Abichou et al. (2006), según el tipo de cobertura existente en el vertedero, el patrón de emisiones será diferente, por lo que el tratamiento ideal para mitigar las emisiones de metano variará.

Actualmente, existen guías específicas para el diseño e instalación de tecnologías de oxidación de metano (Scharff y Gronert, 2015). En rasgos generales, para que la oxidación del metano se lleve a cabo de forma efectiva, los sistemas de oxidación deben estar compuestos, por lo menos, de las siguientes capas (Figura 5-2):

- Capa de dispersión: A través de esta capa se consigue homogeneizar la carga de metano que pasa a la capa de oxidación, para que los microorganismos tengan una actividad más estable en todas las zonas de la misma. La capa de dispersión puede construirse reutilizando materiales como desechos de vidrio (Stern et al., 2007) o gravas (Pecorini y Iannelli, 2020), y su espesor puede variar entre los 10 cm y los 50 cm.
- Capa de oxidación: Esta capa debe estar compuesta de material con alto contenido en materia orgánica, suficientemente poroso para dejar paso a la

entrada de oxígeno y con capacidad de retención de humedad para favorecer la actividad de los microorganismos. Es habitual emplear mezclas de compost o mantillo vegetal como medio material para que se lleve a cabo la oxidación. Su espesor puede oscilar entre los 50 y 70 cm (Pecorini y Iannelli, 2020). La materia orgánica del material debe ser estable de tal forma que el consumo de oxígeno de los organismos heterótrofos presentes no condicione la disponibilidad de oxígeno para los metanotrofos (Chavan y Kumar, 2018). Scheutz et al. (2014) concluyen que, entre las mezclas de compost analizadas en su estudio, las generadas a partir de mezclas con un alto contenido en residuos de cocina son la mejor elección como materiales de cobertura. De acuerdo a las recomendaciones realizadas por Jugnia et al. (2008) tras la instalación de una biocobertura en un vertedero de Canadá, los sustratos de compost mezclados con arena ofrecen buenos resultados de oxidación.

- Capa superior de vegetación: La disposición de esta capa es opcional. Una capa superior húmica garantiza el suministro de nutrientes para los microorganismos y también protege el suelo de la erosión. Además, su alta capacidad de retención de humedad y porosidad hacen que el proceso de oxidación pueda continuar en esta capa, consiguiendo así un mayor rendimiento (Scharff y Gronert, 2015).

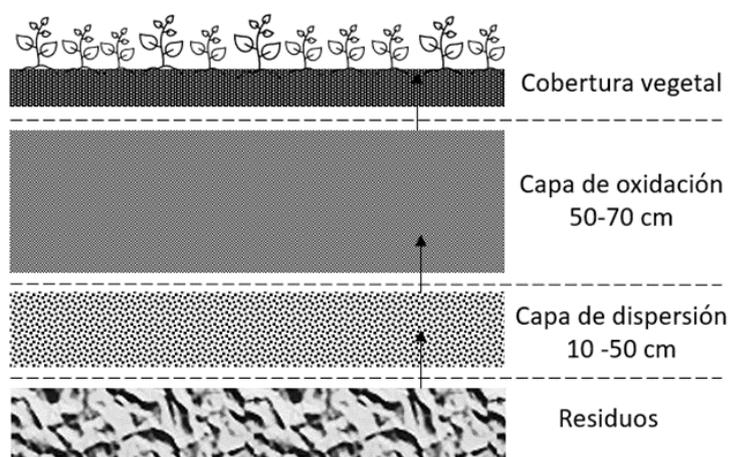


Figura 5-2. Capas de un sistema “típico” de oxidación del metano en vertederos.

A continuación, se analizan los métodos de oxidación más comúnmente utilizados.

Biocoberturas

Las biocoberturas se instalan en gran parte de la superficie del vertedero o incluso en su totalidad. Son útiles tanto en ausencia de un sistema de extracción de biogás,

actuando como medida principal de reducción de emisiones, como en vertederos con sistemas activos de extracción, donde reducen las emisiones del biogás que no es captado (Barlaz et al., 2004). Para que la cobertura de oxidación sea efectiva se deben tener en cuenta factores como el tipo de medio filtrante (tamaño de partícula, retención de humedad, diversidad microbiana...) o las condiciones del flujo de gas dentro de la superficie filtrante (velocidad superficial, distribución del gas, temperatura...) (Pecorini y Iannelli, 2020).

En general la cobertura de oxidación debe incluir al menos dos capas: capa de dispersión del gas y capa de oxidación de CH₄. Opcionalmente también se puede disponer una capa de mantillo vegetal de aproximadamente 10 cm de espesor que, según demostraron Chanton & Liptay, (2000), puede duplicar la efectividad de la oxidación en comparación con una capa de arcilla.

Al disponerse sobre la totalidad de la superficie del vertedero, este sistema de oxidación puede funcionar como capa superficial posclausura, por lo que debe favorecer el balance hídrico, el equilibrio de los gases y las condiciones geotécnicas (Scharff y Gronert, 2015).

Las bio-coberturas también presentan inconvenientes. Puesto que cubren grandes superficies, su coste de instalación y mantenimiento puede ser elevado. Monitorizar la actuación de una bio-cobertura puede resultar una tarea compleja dada la dificultad de controlar los parámetros de humedad y pH en extensas superficies (Jung et al., 2019).

Ventanas de oxidación

Las ventanas de oxidación son similares a las bio-coberturas. La diferencia reside en que este método se instala en áreas concretas en las que se detectan emisiones elevadas (Abushammala et al., 2014). El medio utilizado es principalmente compost, que se puede disponer tanto sobre la cobertura provisional con la que cuente el vertedero o, si esta no es suficientemente permeable, directamente sobre el residuo. Opcionalmente, puede instalarse, al igual que en las biocoberturas, una capa de distribución de gas y un manto de tierra vegetal en su parte superior. El gas llega hasta ellas de forma natural, atravesando las capas por difusión. Este tipo de sistema se instala en vertederos con bajas emisiones totales y flujos elevados localizados (Scheutz et al., 2014), donde la instalación de una bio-cobertura en toda la superficie del vertedero no es económicamente asumible (Huber-Humer et al., 2008). No es necesaria ninguna estructura para su instalación, que irá directamente superpuesta sobre la cobertura (si existiese) o la masa de residuos.

Biofiltros

Los biofiltros son reactores biológicos formados por un material capaz de sustentar poblaciones de bacterias metanotrofas. A diferencia de las anteriores alternativas, estos requieren de un sistema de recolección de gas, ya sea activo o pasivo, que conduzca el biogás hasta el biofiltro (Huber-Humer et al., 2008) y una estructura específica para su colocación. Este tipo de tecnología es recomendable cuando se va a deshabilitar el sistema de extracción de biogás.

Según por donde se produzca la entrada de gas, estos reactores pueden ser abiertos a la superficie, con la entrada de gas por la zona inferior o cerrados con la entrada de gas en la zona superior (Figura 5-3). En el primer caso la entrada de oxígeno para llevar a cabo la oxidación se produce de forma natural a través de la superficie y en el segundo caso es necesario que este se incorpore antes de la entrada del biogás, lo cual supone mayores costes de operación. Sin embargo, en los filtros cerrados es más sencillo el control de los factores externos que no están tan condicionados por las condiciones climáticas como en los filtros abiertos (Scharff y Gronert, 2015).

En Jung et al. (2019), se analiza si es factible la utilización de un biofiltro para la mitigación de las emisiones de un vertedero en Corea del Sur. Para ello, se construyó un pequeño reactor de oxidación de dimensiones (3m x 3m x 1,5m) rodeado de una red de tuberías que captaban el biogás y lo conducían hasta el mismo. Finalmente se consiguió un rendimiento de eliminación de metano de entre el 56% y el 100% con $146,3- 675,1 \text{ g-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

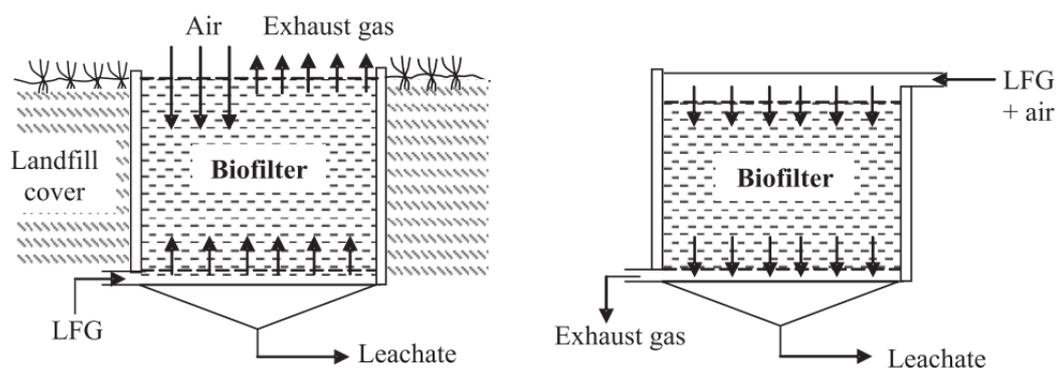


Figura 5-3. Esquema de biofiltro abierto (izquierda) y cerrado (derecha) (Huber-Humer et al., 2008).

5.2.2.1 Aplicabilidad

Cualquiera de las tres opciones de mitigación descritas anteriormente es útil para reducir las emisiones de metano en vertederos y sus consecuentes efectos en el medio. Pero, según el tipo de vertedero y la situación particular de cada sitio es recomendable utilizar una u otra. A continuación, se presentan una serie de posibles escenarios y las recomendaciones correspondientes para conseguir una adecuada mitigación de las emisiones (Tabla 5-2).

Vertederos sin sistema de captación de biogás

Para el caso de vertederos sin sistema de captación de biogás, tanto la instalación de una bio-cobertura como de una ventana de oxidación pueden ser buenas alternativas. La selección de una u otra dependerá de la distribución de las emisiones registradas en la superficie del vertedero.

En el caso de que el vertedero presente bajas emisiones, con zonas de alta emisión localizadas (hotspots) es preferible la instalación de ventanas de oxidación independientes sobre los puntos de elevada emisión. Esta alternativa reduce considerablemente las emisiones globales sin grandes inversiones y reduciendo las labores de instalación. Si ya existiera una cobertura de arcilla sobre los residuos vertidos, se pueden instalar las ventanas de oxidación sobre la cobertura de arcilla usando materiales más permeables para favorecer el transporte de biogás y así conseguir un potencial de oxidación mayor (Scheutz et al., 2014).

Si las emisiones son aproximadamente homogéneas a lo largo de la superficie del vertedero, es preferible instalar una bio-cobertura. Si existe una cobertura provisional en la superficie donde se va a instalar la bio-cobertura podría considerarse su retirada para favorecer la salida del flujo de gas (Pecorini y Iannelli, 2020).

Vertederos con sistema de captación de biogás

En este caso, pueden llevarse a cabo cualquiera de las tres alternativas de mitigación. Al igual que para el caso anterior habrá que tener en cuenta el tipo de distribución que presentan las emisiones en la superficie y, además, si el sistema de extracción sigue teniendo altos rendimientos de aprovechamiento o si este ya no es útil, por la antigüedad del vertedero y su baja producción de biogás.

Si el sistema de extracción sigue en funcionamiento, las opciones son las mismas que si no existe un sistema de captación y su elección depende de la distribución de las emisiones en superficie.

Sin embargo, si el sistema de extracción ya no está operativo, la opción más efectiva es la instalación de biofiltros. Estos pueden instalarse sobre las antiguas chimeneas del vertedero, de tal forma que las tuberías del sistema de extracción conduzcan el gas hasta el lecho en el que se instale el biofiltro. Esto puede llevarse a cabo tanto en una configuración de sistema activo como pasivo de extracción.

Tabla 5-2. Alternativas de mitigación según el estado del sistema de captación y la distribución de las emisiones en la superficie.

Tipo de vertedero	Sin sistema de captación	Con sistema de captación	
		Aprovechamiento/quema activo	Inactivo
Emisiones localizadas	Ventanas de oxidación	Ventanas de oxidación	Bio-filtro
Emisiones homogéneas	Bio-cobertura	Bio-cobertura	Bio-filtro

5.2.3 Alternativas sostenibles

En la actualidad, existen todavía opciones de mejora de estas técnicas, que pueden centrarse en aumentar el rendimiento de oxidación de metano o su eficiencia ambiental y/o económica. Una opción con este último objetivo y para integrarlas en el marco general de prioridades de gestión de residuos siguiendo el paradigma de la economía circular, es aprovechar materiales residuales para su construcción.

El material bioestabilizado en el que se lleva a cabo la oxidación puede estar formado por mantillo vegetal (Stern et al., 2007), compost derivado de residuos orgánicos separados en origen o compost procedente de una planta TMB (Tratamiento Mecánico Biológico). En Pecorini & Iannelli (2020) se obtienen los mejores resultados de oxidación con material de cobertura formado por compost procedente de residuos mezclados y residuos orgánicos separados en origen, obteniéndose una oxidación media de 75%, frente a un 36% con cobertura de arena. Actualmente las restricciones en las normativas sobre uso de productos fertilizantes (en España el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio) limitan las salidas del material procedente de TMB, acabando este normalmente depositado en vertedero. Por ello, el poder utilizar este material

como cobertura y medida de mitigación permite su aprovechamiento cuando los residuos orgánicos no se recogen separadamente, reduciendo así las cantidades desechadas.

Por otro lado, como material para la capa de dispersión de las coberturas, puede utilizarse cualquier material con una granulometría gruesa que permita el paso y la dispersión del gas. Podrían utilizarse desechos de vidrio que por sus características no pudieran ser reciclados, o rechazos de cantera que no encontrasen otro uso.

Para la construcción de los lechos de los biofiltros pueden emplearse residuos de madera u otro material con el que pueda construirse la estructura necesaria para albergar el material del biofiltro. En cuanto a las conducciones del gas, se aprovecharán las existentes en el vertedero dándoles un segundo uso tras la desactivación del sistema de quema y aprovechamiento del biogás.

Aunque la oxidación de metano ha sido ampliamente estudiada en los últimos años, aún quedan por definir muchos aspectos de su efectividad bajo diferentes condiciones. La búsqueda de la sostenibilidad en el diseño y construcción de las opciones de oxidación de metano es aún un campo poco estudiado y que requiere trabajo futuro para mejorar las alternativas existentes.

5.3 Otras medidas de reducción de emisiones

En la actualidad la mayor parte de los vertederos cuentan con sistemas de captación de gas y coberturas superficiales que impiden que parte de las emisiones de gas escapen a la atmósfera. También, la instalación de sistemas de oxidación, aunque todavía no se aplica de forma generalizada, es una de las técnicas más nombradas en el ámbito de la investigación para mitigar las emisiones in-situ, como se ha explicado anteriormente. Sin embargo, pueden realizarse pequeñas modificaciones en las tareas de operación del vertedero con las cuales conseguir la reducción de gran parte de las emisiones superficiales.

Estas acciones requerirán de un estudio previo de las emisiones de cada vertedero para localizar los focos de emisión más importantes, cuando no se dispone de otros medios un barrido superficial (como el descrito en el Capítulo 3) puede ser muy útil. Aunque en cada sitio los focos de emisión podrán variar, se proponen una serie de medidas generales que se pueden llevar a cabo como método de control en gran parte de las instalaciones.

- **Chimeneas.** Las chimeneas del sistema de captación que, por motivos operacionales, no estén conectadas a la red de extracción, deberán permanecer tapadas, para evitar que grandes flujos de gas escapen a la atmósfera de forma incontrolada. Esto favorecerá además el aprovechamiento del biogás generado en el interior de la masa de residuos. Esta medida se podrá aplicar o no dependiendo del tipo de vertedero. En vertederos con sistemas de captación pasivos, donde se abren chimeneas de venteo, estas no deben taparse, pues es el camino de salida del gas para que no existan problemas de sobrepresión en el interior del vertedero.
- **Frente de vertido.** Es conveniente que la superficie abierta para el vertido sea del menor tamaño posible que permita realizar las labores de operación. Una vez llenada la superficie de vertido ésta deberá cubrirse inmediatamente para evitar la salida de gases. Esto permitirá además que las chimeneas situadas en la zona de vertido puedan conectarse de nuevo a la red de captación con la mayor brevedad posible. De esta forma se reduce el tiempo que las chimeneas se encuentran en fase de recrecido, en la cual el gas procedente de la red de captación se libera a la atmósfera a través de éstas sin ninguna limitación.
- **Materiales de cobertura.** Se deberá utilizar un material de cobertura adecuado para las condiciones meteorológicas de cada sitio. Se revisará que no se formen grietas por desecación y cuando estas aparezcan se deberán sellar lo antes posible. Cuando se produzcan precipitaciones se deberá controlar que estas no den lugar a surcos que puedan deteriorar la cobertura o arrastrar el material de la misma.
- **Conducciones de lixiviados.** La salida incontrolada entre capas de filtraciones de lixiviados al exterior puede dar lugar a la formación de charcos o pequeños “riachuelos”, estos son fuentes importantes de emisión, por lo que se deberán reconducir hasta las canalizaciones pertinentes y asegurarse de que no existan fugas en los conductos de captación.
- **Taludes.** Por su disposición, la cobertura de los taludes es una de las superficies más susceptibles a deteriorarse. Su sellado es más complicado a nivel técnico y se ve más afectada por las condiciones meteorológicas (arrastre del material de cobertura, formación de surcos...). Es conveniente revisar estas zonas de forma periódica para asegurarse del estado de la cobertura.

- **Material bioestabilizado.** Cuando no es posible su aprovechamiento, los residuos biodegradables pueden ser tratados previamente a su vertido mediante procesos de bioestabilización. Cuanto más largos sean estos tratamientos de bioestabilización más degradado estará el residuo y por tanto, una vez depositado, las emisiones de gas serán menores. Numerosos estudios confirman que aumentar el tiempo de maduración en el proceso de bioestabilización de la materia orgánica consigue reducir las emisiones gaseosas posteriores (De Gioannis et al., 2009; Heyer et al., 2013). En el estudio llevado a cabo por De Gioannis et al. (2009) se demuestra que la cantidad de carbono orgánico gasificado después de 8 semanas y 15 semanas de tratamiento biológico aerobio es 81% y 93% menor que la cantidad gasificada en la degradación de los residuos crudos, confirmando así la importancia del proceso de maduración.

5.4 Guía para la selección de alternativas de mitigación de emisiones

Para facilitar la selección de las medidas de mitigación de emisiones más apropiadas para cada vertedero se muestra un resumen de todas las alternativas disponibles.

En la Tabla 5-3 se muestra una lista con todas las medidas de mitigación de emisiones aplicables a vertederos de RSU (incluyendo también las técnicas de oxidación explicadas anteriormente), junto con el nivel de reducción de emisiones asociado a cada una de ellas. Cada una de las medidas propuestas puede tener además un impacto positivo en el conjunto de la explotación (mayor captación de gas, reducción de filtraciones de lixiviado, evitar voladuras de residuos, etc). Cada medida puede ser de aplicación en vertederos con distintas características, estas también quedan especificadas en la Tabla 5-3.

Tabla 5-3. Medidas de mitigación de emisiones aplicables en vertederos.

Medida	Nivel de reducción	Beneficios para la explotación	Aplicabilidad	Coste	Comentarios
Instalación de un sistema de captación de gas	Alta	Aprovechamiento del gas de vertedero	Vertederos en construcción o vertederos clausurados.	Alto	El sistema de captación podrá ser activo o pasivo. Se deberá comprobar que no existan fugas en los conductos de gas ni en la superficie del contorno de las chimeneas, que se deberá reforzar con una capa más espesa de material de cobertura si fuera necesario.
Control del sistema de captación de gas	Baja	Optimización del sistema de captación	Vertederos en operación.	Bajo	
Tapar pozos de extracción no conectados a la red de captación	Alta	Optimización del sistema de captación	Vertederos con sistema de captación activo de gas.	Bajo	
Reducción de la superficie abierta del frente de vertido	Media	Disminución del riesgo de voladuras de residuos y mejor aprovechamiento del gas	Vertederos en operación.	Medio	Esta propuesta permite también reducir el tiempo que las chimeneas que se encuentran en el frente de vertido permanecen en fase de recrecido, reduce olores e impide el acceso de las aves a los residuos.
Modificación de los materiales de cobertura	Media	Optimización del sistema de captación, disminución de voladuras y reducción de la infiltración.	Vertederos en operación	Alto	Será necesario analizar los costes y el trabajo de explotación que requeriría esta medida para comprobar su eficiencia.
Control y refuerzo de materiales de cobertura	Media	Optimización del sistema de captación y disminución de voladuras	Aplicable a todo tipo de vertederos.	Medio	Esta medida tiene un nivel inferior de reducción que la modificación de los materiales de cobertura ya que sólo afecta a zonas concretas en las que se detectan anomalías.
Control de la salida incontrolada de lixiviados a la superficie	Baja		Aplicable a todo tipo de vertederos.	Medio	Con esta medida se reducirían las emisiones asociadas a los caminos preferenciales formados por los surcos de lixiviado.
Bioestabilización de residuos biodegradables antes de su vertido	Alta	Mayor compactación de los residuos vertidos	Aplicable para vertederos en los que se vierten residuos biodegradables	Alto	Una mayor duración del tratamiento de bioestabilización supondrá mayores reducciones en las emisiones, pero será necesario estudiar el coste/beneficio que supondrá para la instalación.
Instalación de sistemas de oxidación del metano.	Alta		Aplicable en zonas clausuradas de vertederos en operación o vertederos clausurados.	Medio/Alto	El coste de la aplicación de esta medida dependerá del sistema de oxidación elegido, las ventanas de oxidación serían la técnica más económica.

5.5 Aplicación al caso de estudio

Como ejemplo de aplicación de estas medidas propuestas, para que pueda ser de utilidad para su aplicación en otras instalaciones, se describen las medidas llevadas a cabo en el caso de estudio.

Como se detalla en el Capítulo 3, durante los años 2019, 2020 y 2021 se realizaron un total de nueve campañas de medida de emisiones en el vertedero de estudio, cada una de ellas en diferentes épocas del año. En concreto en 2019 se realizaron campañas en mayo y julio, en 2020 en enero, mayo, julio, octubre y noviembre y, por último, en 2021 en febrero y junio. En cada una de ellas se realizaron medidas sobre un número de puntos entre 70 y 80. A lo largo de estas campañas de medida, se observó una clara heterogeneidad de las emisiones difusas. Éstas son muy variables, presentando grandes oscilaciones tanto entre diferentes campañas como entre puntos medidos en distintas localizaciones durante una misma campaña.

La gran variabilidad existente en la distribución de las emisiones tanto en el tiempo como en el espacio dificulta la determinación de los motivos de estas variaciones y su determinación precisa. Sin embargo, se consiguió localizar las áreas más problemáticas en cuanto a emisiones difusas. En estas áreas se detectaron emisiones significativamente elevadas de forma persistente a lo largo de las campañas. Con esta información fue posible plantear y desarrollar medidas de mitigación para la reducción de las emisiones registradas en estas zonas.

Durante estos años, se propusieron medidas a corto plazo, sencillas, basadas en las observaciones realizadas durante las campañas, y se analizó su eficacia.

Se comprobó la utilidad de algunas de las medidas propuestas, que supusieron notables beneficios para la explotación en cuanto a la disminución de las emisiones localizadas.

5.5.1 Medidas de mitigación propuestas

Analizando el vertedero tras la realización de cada campaña de medida se fueron proponiendo una serie de medidas de mitigación, algunas de las cuales se llevaron a cabo a lo largo de la duración del proyecto.

Cierre de las chimeneas de gas no conectadas a la red

Por razones operativas, los pozos de extracción o chimeneas que permanecen en el frente de vertido y en sus proximidades permanecen desconectados de la red de extracción y sin ningún tipo de cierre que impida la salida de gas. El cierre de estos pozos de extracción fue una de las primeras medidas que se tomaron tras la realización de la primera campaña. Esta medida consiguió evitar grandes cantidades de emisiones procedentes de las chimeneas. En la primera campaña de mayo 2019 se contabilizaron 10 chimeneas abiertas, de un total de 71 chimeneas, que emitían aproximadamente 1.927,1 t/año de metano. En el resto de las campañas el número de chimeneas abiertas ha oscilado entre cero y dos, normalmente por estar situadas en el frente de vertido y encontrarse en fase de recrecido, lo que supone como máximo (en el caso de que dos chimeneas se encuentren abiertas a lo largo del año) unas emisiones aproximadas de 607,24 t/año de metano. Esto implica un descenso de entre el 100% y el 68% de la cantidad de metano emitido a través de las chimeneas anualmente. Lo que se traduce en reducciones de entre un 71% y un 48% en las emisiones totales anuales. Además, esta medida puede favorecer un mayor aprovechamiento del biogás, al evitar que parte de este escape a la atmósfera. En la Figura 5-4 se puede apreciar la pluma de gas procedente de una chimenea que permanecía sin tapar por encontrarse en la zona de operación del frente de vertido.



Figura 5-4. Pluma de gas procedente de una chimenea sin tapar, junto a otra chimenea que permanece tapada.

Refuerzo de la cobertura en el punto alto del Vertedero Antigo (Celda A)

Durante las primeras campañas se localizó en la zona del Vertedero Antigo (Celda A) un punto con emisiones elevadas, que superaba de forma considerable el resto de los puntos medidos en la zona. Estas emisiones alcanzaron en la primera medida realizada en mayo de 2019 más de 13.000 ppm y un flujo de emisión de metano de 2,69 mg/m²/s. En enero de 2020 se cubrió la zona con una capa de arcilla más gruesa para controlar las emisiones de este punto (Figura 5-5). Sin embargo, como puede apreciarse en la Tabla 5-4, esta capa de arcilla no ha dado los resultados esperados, ya que continúan existiendo flujos de emisión y concentraciones elevadas. Por ello, se propone, como medida de mitigación, instalar una ventana de oxidación en este punto (apartado 5.2.2). Esta ventana de oxidación se situaría cubriendo toda la zona que da origen a estas emisiones, favoreciendo la oxidación del metano y reduciendo, consecuentemente, su emisión a través de la superficie.

Tabla 5-4. Variación de las emisiones procedentes del punto alto de la Celda A.

Campaña	Concentración (ppm)	Flujo (mg/m ² /s)
Mayo 2019	13.000	2,69
Julio 2019	1.800	0,22
Enero 2020	700	0,54
Julio 2020	6.000	1,13
Octubre 2020	1.200	1,48
Noviembre 2020	9.000	2,33
Febrero 2021	180	0,53



Figura 5-5. Refuerzo de la capa de cobertura del punto alto de la Celda A.

Reconducción de lixiviados en la zona de taludes

En la zona de Taludes de explotación reciente, se aprecian surgencias de lixiviados que se acumulan sobre la capa de cobertura que separa capas sucesivas de residuo, que forman charcos y riachuelos en superficie (Figura 5-6). Es conveniente localizar las fuentes de emanación de estos lixiviados y tratar de canalizarlas para que fluyan de forma controlada. En los casos en que no se pueda llevar a cabo la reconducción de estos lixiviados, se deberá, al menos, cubrir periódicamente los surcos presentes en la cobertura a causa de los riachuelos formados por la salida de los mismos. La reconducción de los lixiviados evitará la formación de caminos preferenciales para el escape del biogás y además prevendrá salidas incontroladas de lixiviado.



Figura 5-6. Surgencia de lixiviado.

Modificación de los materiales de cobertura

Se ha comprobado que el material arcilloso utilizado no es suficientemente efectivo para evitar gran parte de las emisiones difusas. La arcilla utilizada muestra, en ciertas zonas, grietas pronunciadas producidas por la desecación, lo que provoca que aparezcan caminos preferenciales para la salida del gas (Figura 5-7).



Figura 5-7. Grietas provocadas por la desecación del material arcilloso usado como cobertura.

Es recomendable comprobar las características físico-químicas del material utilizado como cobertura y tratar de utilizar un material de cobertura en espesor suficiente para aislar adecuadamente los residuos y resistente a la alteración por las lluvias o el viento. En cualquier caso, se recomienda revisar la superficie con frecuencia, especialmente después de lluvias intensas, y reparar las zonas que se vean alteradas. Esto conseguiría evitar gran parte de las emisiones difusas de la Meseta de explotación reciente, con el siguiente incremento en los niveles de captación de biogás.

Labores de operación / mantenimiento de cobertura

Minimizar los tiempos transcurridos entre el vertido de los residuos y el momento en el que una celda alcanza su máxima altura vertical y puede extenderse la cobertura provisional, es crucial para la minimización de las emisiones. Esta medida también repercutirá en una mejora de la explotación del vertedero, aumentando la

recuperación del biogás, evitando voladuras y reduciendo la accesibilidad de los residuos a los animales del entorno. Esto puede conseguirse reduciendo el tamaño de la superficie abierta de vertido para que ésta alcance su máxima cota en menor tiempo.

Además, disminuirían las emisiones producidas por las chimeneas que se encuentran en fase de recrecido (una de las fuentes más importantes de emisión). Una temprana instalación de la cobertura intermedia permitiría conectar de nuevo estas chimeneas, por lo que permanecerían abiertas menos tiempo y se conseguiría una mayor captación. La aplicación de esta medida de mitigación, teniendo en cuenta únicamente el menor tiempo que las chimeneas permanecerían en fase de recrecido y por tanto sin tapar, podría conseguir reducciones en las emisiones totales de entre un 15% y un 30%.

Tiempo de maduración del material bioestabilizado

En la planta de fermentación del complejo medioambiental de estudio la duración del proceso de bioestabilización es actualmente de aproximadamente 8 semanas. Como se ha demostrado en De Gioannis et al. (2009), aumentar el proceso hasta las 15 semanas podría conseguir reducir la generación de gas a partir del carbono orgánico en torno a un 12% más. Sin embargo, Di Maria et al. (2013), concluye en su estudio que una duración de 4 semanas es suficiente para reducir el impacto de las emisiones gaseosas, y periodos de pretratamiento más largos pueden dar lugar a una disminución del biogás captado sin un aumento relevante en la reducción de las emisiones difusas. Por ello, a pesar de que está demostrado que cuanto mayor sea la duración del proceso de pretratamiento mayores serán las reducciones de las emisiones en vertedero, aumentar el tiempo del proceso, dada la situación actual, no parece una alternativa efectiva.

Instalación de sistemas de oxidación

Con la instalación de una biocobertura sobre toda la superficie del vertedero se aumentaría el porcentaje de oxidación hasta valores aproximados de un 60% (Scheutz et al., 2011) (actualmente estimado en torno a un 20%), pudiendo conseguir reducciones de las emisiones totales de hasta un 40%.

En el caso de la instalación de ventanas de oxidación, será necesario realizar previamente un seguimiento de los hotspots con mayores emisiones para estudiar cuántas ventanas de oxidación sería necesario instalar y cuáles serían los emplazamientos más adecuados. Los hotspots localizados a lo largo de las campañas

de medida de emisiones realizadas, a pesar de representar únicamente el 10% de los puntos medidos, corresponden con aproximadamente el 70% de las emisiones totales del vertedero (Capítulo 3). La eficacia de las ventanas de oxidación puede variar debido a factores como la meteorología, el tipo de material utilizado o el flujo de emisiones, pero pueden llegar a oxidar flujos de hasta $0,79 \text{ mg de CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Scharff y Gronert, 2015). Esto permitiría reducir hasta límites aceptables los puntos con mayores emisiones, teniendo en cuenta que el flujo promedio de los hotspots medidos en las campañas es de $1,69 \text{ mg de CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, utilizando ventanas de oxidación se podrían reducir estos flujos un 46%. Estas reducciones supondrían en las emisiones difusas totales anuales un descenso del 31%.

Las ventanas de oxidación en zonas independientes con una elevada tasa de emisión (hotspots) suponen una forma sencilla y económica de reducir las emisiones superficiales. Estos hotspots constituyen en muchas ocasiones, como en el caso del vertedero de estudio, los principales focos de emisión superficial de gas en vertederos. Tras el análisis de todas las campañas de medida realizadas, se ha comprobado como un pequeño porcentaje de los puntos medidos, sobre el 10%, representan en torno al 70% de las emisiones totales. Esto indica que cualquier disminución que se consiga en estos puntos localizados supondrá grandes reducciones en las emisiones totales del vertedero. Es por ello, que se propone la colocación de ventanas de oxidación de metano sobre algunos de estos puntos. Además, se sugieren otras medidas de mitigación durante las labores de operación que ayudarían a tener un mayor control sobre las emisiones difusas.

En cualquier caso, sería de interés continuar el seguimiento de las emisiones en el vertedero, con dos posibles objetivos principales: por un lado, completar la información generada en esta tesis sobre la variabilidad de las emisiones influenciada por factores meteorológicos a lo largo del tiempo, y por otro comprobar la eficacia de las medidas de atenuación que se vayan adoptando.

5.6 Conclusiones parciales

Las técnicas más habituales para la reducción de emisiones de metano en vertederos consisten en la instalación de un sistema de captación de biogás y en la disposición de coberturas en la superficie.

Aunque aún no están implantados a nivel global, los sistemas de oxidación de metano son técnicas novedosas que están siendo muy estudiadas e implantadas en los últimos años por demostrar una alta eficacia en la reducción de emisiones. Estos sistemas

presentan ciertas ventajas con respecto a las coberturas convencionales de materiales arcillosos, entre las que destacan aumento de la porosidad, mayor capacidad de retención de humedad, mayor aporte de nutrientes y evitan la formación de grietas que pueden actuar como salidas preferenciales del gas. Además, la instalación de estos sistemas de oxidación no siempre supone grandes inversiones, pudiendo incluso aprovechar los propios materiales existentes en las instalaciones del vertedero. Las mayores ventajas de estas técnicas aparecen cuando no existe un sistema de captación de biogás o cuando este está inhabilitado. Sin embargo, en presencia de un sistema de biogás activo los beneficios son también notables, pudiendo reducir la emisión de la parte del biogás que no es captada.

Existen otras medidas de reducción de emisiones. Algunas de ellas, como tapar las chimeneas no conectadas a la red de extracción, son de sencilla aplicación, puesto que consisten en pequeños cambios en el modo de operación del vertedero. Otras se basan en el control y la reparación temprana de fugas en las tuberías y/o deterioros de las coberturas. La eficacia de algunas de estas medidas se ha demostrado en este trabajo gracias a su aplicación en el caso de estudio.

Todas las medidas descritas se han agrupado en una tabla con el objetivo de favorecer su aplicación y facilitar la elección de las aplicaciones más apropiadas para cada caso teniendo en cuenta el nivel de reducción de emisiones, los beneficios para la explotación, los vertederos en los que son aplicables y su coste.

5.7 Referencias

Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., Lei, Y., Stern, J., 2006. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Manag.* 26, 1305-1312. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.016>

Abichou, T., Mahieu, K., Yuan, L., Chanton, J., Hater, G., 2009. Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover. *Waste Manag.* 29, 1595-1601. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.11.007>

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Irwan, D., Younes, M.K., 2014. Methane oxidation in landfill cover soils: A review. *Asian J. Atmos. Environ.* 8, 1-14. <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>

Albanna, M., Fernandes, L., Warith, M., 2007. Methane oxidation in landfill cover soil; the combined effects of moisture content, nutrient addition, and cover thickness. 200, 191-200. <https://doi.org/10.1139/S06-047>

Barlaz, M.A., Green, R.B., Chanton, J.P., Goldsmith, C.D., Hater, G.R., 2004. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environ. Sci. Technol.* 38, 4891-4899. <https://doi.org/10.1021/es049605b>

Bian, R., Xin, D., Chai, X., 2018. A Simulation model for estimating methane oxidation and emission from landfill cover soils. *Waste Manag.* 77, 426-434. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.029>

Cao, Y., Staszewska, E., 2011. Methane Emission Mitigation from Landfill by Microbial Oxidation in Landfill Cover. 2011 Int. Conf. Environ. Agric. Eng. IPCBEEI 15, 57-64.

Chanton, J., Abichou, T., Langford, C., Spokas, K., Hater, G., Green, R., Goldsmith, D., Barlaz, M.A., 2011. Observations on the methane oxidation capacity of landfill soils. *Waste Manag.* 31, 914-925. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.028>

Chanton, J., Liptay, K., 2000. Seasonal variation in methane oxidation in a landfill cover soil as determined by an in situ stable isotope technique. *Global Biogeochem. Cycles* 14, 51-60. <https://doi.org/10.1029/1999GB900087>

Chanton, J.P., Powelson, D.K., Green, R.B., 2009. Methane oxidation in landfill soils, is a 10% default value reasonable? *J. Environ. Qual.* 38, 654-663. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0221>

Chavan, D., Kumar, S., 2018. Reduction of methane emission from landfill using biocover as a biomitigation system: A review. *Indian J. Exp. Biol.* 56, 451-459.

Czepiel, P.M., Shorter, J.H., Mosher, B., Allwine, E., McManus, J.B., Harriss, R.C., Kolb, C.E., Lamb, B.K., 2003. The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Manag.* 23, 593-598. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00103-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00103-X)

De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., Van Cleemput, O., 1999. Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1854-1859. <https://doi.org/10.1021/es9900961>

- Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H., 2008. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Manag. Res.* 26, 33-46. <https://doi.org/10.1177/0734242X07087977>
- Jugnia, L.B., Cabral, A.R., Greer, C.W., 2008. Biotic methane oxidation within an instrumented experimental landfill cover. *Ecol. Eng.* 33, 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.003>
- Jung, H., Oh, K.C., Ryu, H.W., Jeon, J.M., Cho, K.S., 2019. Simultaneous mitigation of methane and odors in a biowindow using a pipe network. *Waste Manag.* 100, 45-56. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.004>
- Majdinasab, A., Yuan, Q., 2017. Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: A review. *Ecol. Eng.* 104, 116-130. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.015>
- Pawłowska, M., Stepniewski, W., 2006. Biochemical reduction of methane emission from landfills. *Environ. Eng. Sci.* 23(4), 666-672.
- Pecorini, I., Iannelli, R., 2020. Landfill GHG Reduction through Different Microbial Methane Oxidation Biocovers. *Processes* 8, 591. <https://doi.org/10.3390/pr8050591>
- Reddy, K.R., Rai, R.K., Green, S.J., Chetri, J.K., 2019. Effect of temperature on methane oxidation and community composition in landfill cover soil. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 46, 1283-1295. <https://doi.org/10.1007/s10295-019-02217-y>
- Scharff, H., Gronert, R., 2015. Documento guía sobre la reducción de las emisiones de gases de vertedero 2015. Gob. Vasco. Dep. Medio Ambient. y Política Territ. 189.
- Scheutz, C., Fredenslund, A.M., Chanton, J., Pedersen, G.B., Kjeldsen, P., 2011. Mitigation of methane emission from Fakse landfill using a biowindow system. *Waste Manag.* 31, 1018-1028. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.024>
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2004. Environmental factors influencing attenuation of methane and hydrochlorofluorocarbons in landfill cover soils. *J. Environ. Qual.* 33, 72-79. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.7200>
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J.E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H.A., Huber-Humer, M., Spokas, K., 2009. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Manag. Res.* 27, 409-455. <https://doi.org/10.1177/0734242X09339325>

Scheutz, C., Pedersen, R.B., Petersen, P.H., Jørgensen, J.H.B., Ucendo, I.M.B., Mønster, J.G., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., 2014. Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system. *Waste Manag.* 34, 1179-1190. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.015>

Stern, J.C., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriza, S., Bogner, J., 2007. Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Manag.* 27, 1248-1258. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.018>

Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A., De Visscher, A., Saint-Fort, R., 2004. Methane oxidation and formation of EPS in compost: Effect of oxygen concentration. *Environ. Pollut.* 129, 305-314. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.015>

Capítulo 6

Conclusiones y trabajo futuro

6.1 Conclusiones

Los capítulos de esta tesis contienen conclusiones parciales correspondientes a cada parte de la investigación. En este último capítulo se reúnen las conclusiones globales del estudio en relación con los objetivos planteados inicialmente y se proponen acciones de trabajo futuro.

Desarrollo de una metodología para la medida de emisiones de metano en campo

De acuerdo con los objetivos planteados, tomando como referencia las campañas realizadas en el vertedero de estudio, **se ha propuesto una nueva metodología para la cuantificación de las emisiones superficiales**, extrapolable a otros vertederos. Con la creación de esta metodología se ha conseguido fijar unas pautas claras de fácil reproducción en cualquier vertedero, que abarcan las tres fases principales del proceso de cuantificación: medición, procesamiento de datos y corrección de la estimación. La novedad que supone esta metodología reside en varios aspectos.

Para una correcta evaluación de las emisiones de vertedero, es necesario realizar una zonificación de la superficie de acuerdo con las particularidades del mismo. Además de ser útil para facilitar la cuantificación de las emisiones durante las campañas de campo, esta zonificación permite identificar las posibles causas de variación de las emisiones entre las diferentes zonas. Por otro lado, una adecuada zonificación permite particularizar las medidas de reducción, facilitando la identificación de las causas reales que están produciendo los flujos de emisión más significativos.

Consideración de la variabilidad de las emisiones tanto por factores meteorológicos como por la variación de la superficie. Ambos aspectos deben ser tenidos en cuenta al estimar las emisiones globales a lo largo de un período de tiempo basado en medidas puntuales. Según las características del vertedero y las condiciones meteorológicas de la zona de estudio, habrá que realizar correcciones con mayor o menor importancia. Para el caso de estudio, las correcciones por la influencia de la presión y la variación de la superficie supusieron una variación en las emisiones totales de un 14%. De cualquier modo, se recomienda comprobar si existe una relación directa entre las fluctuaciones de las emisiones y variaciones meteorológicas, y en ese caso realizar la corrección pertinente. De igual forma, deberá realizarse la

corrección por la variación de la superficie a lo largo del tiempo, en este caso, para vertederos en fase de operación.

Consideración de las emisiones procedentes de fuentes localizadas. En el caso de estudio las emisiones localizadas desde pozos abiertos que no están conectados a la red de extracción del biogás han demostrado ser las fuentes de emisión mayoritarias, representando un 71% de las emisiones totales de metano. La detección de fuentes localizadas de emisión debe ser un aspecto sobre el que prestar especial atención en la cuantificación de las emisiones. Además, este tipo de fuentes de emisión, al tratarse de emisiones localizadas, suelen ser de fácil reducción.

La corrección de la estimación final consigue disminuir la incertidumbre por efecto de factores externos, que pueden influir en la variación de las emisiones, como las condiciones meteorológicas o los cambios en la superficie.

Evaluación de la influencia de distintos factores en la fluctuación espaciotemporal de las emisiones superficiales

Con la realización de las campañas de campo ha sido posible analizar los diferentes factores que influyen en la variación de las emisiones en el vertedero de estudio. Los resultados, aunque basados en un caso de estudio concreto, se han comparado y discutido con resultados de otros investigadores, obteniendo conclusiones comunes extrapolables a otras instalaciones.

El aspecto más destacable que se ha observado en las medidas de campo ha sido la importancia de los hotspots. Se ha comprobado que los hotspots tienen una especial relevancia en la cuantificación de las emisiones superficiales: estos pueden representar alrededor del 70% de las emisiones difusas, como en el caso estudiado. En algunos de ellos, estudiados con mayor detalle, se han observado fluctuaciones significativas en sus flujos de emisión. Estas fluctuaciones pueden ser debidas a distintos factores: desde variaciones en la presión atmosférica hasta efectos ligados al sistema de captación de biogás. Dada su difícil localización, puesto que no se pueden observar a simple vista, cobra mayor interés la realización de campañas de campo que permitan situarlos. Un seguimiento pormenorizado de los hotspots permitiría la estimación de las emisiones totales mediante la extrapolación de los valores de flujo obtenidos en estos puntos.

En esta investigación se corrobora la fuerte influencia de las condiciones meteorológicas en las emisiones superficiales del vertedero, especialmente su variación con la presión, donde se ha obtenido una clara correlación inversa.

Los resultados obtenidos prueban que las elevadas presiones hacen disminuir los flujos de emisión de metano.

Se ha detectado un efecto particular con respecto a la precipitación, que puede favorecer o dificultar las emisiones de metano en función del volumen de lluvia acumulado durante las semanas previas. Según lo observado, cuando la precipitación es lo suficientemente abundante como para llegar a las capas de residuo, se favorece la degradación, aumentando así la tasa de degradación y la generación de metano. Sin embargo, cuando la precipitación es escasa no logra traspasar a las capas de residuo, por lo que no se produce una aceleración de la degradación, siendo el único efecto de la precipitación la saturación de los poros de la capa de cobertura que limita la salida de gas.

Creación de un modelo mejorado de estimación de emisiones

El objetivo de esta parte de la investigación fue crear un modelo útil para estimar las emisiones de metano en vertederos teniendo en cuenta el impacto de las condiciones locales, el diseño del vertedero y las estrategias operativas.

Se ha creado un modelo adaptado para la estimación de las emisiones del vertedero de estudio en el que se han incluido nuevos términos al modelo estándar del IPCC y se han modificado algunos valores de los parámetros para hacerlo sensible a las particularidades del vertedero de estudio. Se ha analizado el impacto de estos cambios en los resultados del modelo, extrayendo las conclusiones descritas a continuación.

Para el caso de estudio, donde el Rechazo de TMB es la fracción predominante, ajustar los valores paramétricos que caracterizan la biodegradación de esta fracción conduce a un cambio significativo en las emisiones estimadas. La reducción del tiempo de degradación del Rechazo de TMB y las modificaciones propuestas en los parámetros DOC y k reducen la estimación de emisiones en un 40%.

Otras modificaciones, como considerar el carbono que es arrastrado por el lixiviado o la migración de contorno del gas muestran un impacto menor, no teniendo relevancia significativa en las emisiones de metano estimadas para el caso estudiado.

Considerar la disminución de la humedad dentro de los residuos, al instalar una cubierta final en la Fase B1, ha mostrado un impacto notable en los resultados

del caso de estudio, lo que resalta la relevancia de la cobertura del vertedero en el control de emisiones.

La aplicación de la versión propuesta del modelo al vertedero estudiado muestra claramente el efecto de las principales medidas adoptadas para reducir las emisiones y conduce a resultados más cercanos a las medidas de campo disponibles en comparación con la versión inicial y con el Modelo CLIMA que se venía utilizando en el vertedero.

El modelo general creado es de fácil aplicación y susceptible a modificaciones que permiten su adaptación a las características de cada sitio. Tras comprobar la eficacia del modelo con el caso de estudio, se ha creado un modelo general, de utilidad para la estimación de las emisiones en otros vertederos. Para facilitar su utilización se acompaña el modelo con un manual de usuario.

Antes de aplicar el modelo de estimación de emisiones en un vertedero se deben tener en cuenta ciertas consideraciones: realizar una adecuada caracterización del mismo, considerar posibles pretratamientos realizados a los residuos vertidos, evaluar el tipo de cobertura existente y hasta qué punto aísla los residuos y posibles migraciones laterales. Además, se debe prestar atención a los parámetros utilizados, adaptándolos siempre a las condiciones de cada instalación.

Alternativas eficaces de reducción de emisiones aplicables en vertederos activos

Se ha realizado una revisión bibliográfica exhaustiva de las principales técnicas para la reducción de las emisiones superficiales mediante sistemas de oxidación de metano. Además, fruto del trabajo de campo en el caso de estudio ha sido posible comprobar la utilidad de otro tipo de medidas de reducción. En estas líneas del trabajo de investigación se han obtenido las siguientes conclusiones.

Las soluciones de oxidación superficial del metano presentan una serie de ventajas con respecto a las coberturas convencionales de materiales arcillosos, como un aumento de la porosidad, mayor capacidad de retención de humedad, mayor aporte de nutrientes y evitan la formación de grietas que pueden actuar como salidas preferenciales del gas.

La utilización de materiales residuales para la instalación de sistemas de oxidación es una alternativa para ahorrar costes, pudiendo incluso aprovechar los propios materiales existentes en las instalaciones del vertedero.

Las mayores ventajas de las técnicas basadas en la oxidación del metano aparecen cuando no existe un sistema de captación de biogás o cuando este se encuentra inhabilitado. Sin embargo, en presencia de un sistema de biogás activo los beneficios son también notables, pues permiten controlar la parte del biogás que no es captada.

Existen otro tipo de medidas con las que se pueden obtener reducciones significativas en las emisiones. Algunas de ellas, como tapar las chimeneas no conectadas a la red de extracción, son de sencilla aplicación puesto que consisten en pequeños cambios en el modo de operación del vertedero. Otras se basan en el control y la reparación temprana de fugas en las tuberías y/o deterioros de las coberturas. La eficacia de algunas de estas medidas se ha demostrado gracias a su aplicación en el caso de estudio, como tapar las chimeneas no conectadas a la red de extracción con lo que se obtuvieron reducciones de entre un 71% y un 48% en las emisiones totales anuales.

6.2 Trabajo futuro

Como fruto de la investigación realizada, se han obtenido las conclusiones anteriores, que suponen un avance en cada ámbito abordado. Para continuar ampliando el conocimiento y con base en el trabajo realizado a lo largo de esta tesis doctoral se proponen varias líneas de investigación como trabajo futuro, algunas de ellas se plantean de forma general y otras como posibles ampliaciones de la investigación en el vertedero de estudio.

- **Cuantificación de las emisiones en campo.** Una nueva línea de investigación para facilitar la cuantificación de las emisiones en campo parte del estudio de los hotspots. Como se ha demostrado en este trabajo, estos puntos representan una parte significativa de las emisiones totales. Estudiar la fluctuación de sus flujos en el tiempo y las posibles causas de su aparición podría facilitar la creación de una técnica de estimación basada en la extrapolación de sus flujos de emisión para el cálculo de las emisiones totales de un vertedero, lo que permitiría simplificar y abaratar su seguimiento. Un estudio con mayor detalle permitiría también plantear medidas para mitigar sus emisiones, que, dada su relevancia en la cuantificación total, tendría grandes repercusiones favorables en las emisiones globales.
- **Influencia de las condiciones meteorológicas.** En este estudio se ha observado cómo las precipitaciones pueden tener influencia en las emisiones

superficiales según su intensidad. Convendría ampliar los trabajos en el vertedero de estudio, con un mayor número de campañas y un aumento de los puntos medidos que permitieran verificar y cuantificar este doble efecto de la precipitación. Esto permitiría incluirlo en las estimaciones de las emisiones superficiales y afinar los resultados obtenidos.

- **Modelo de estimación.** Si bien los resultados derivados de este estudio mejoran considerablemente las estimaciones del modelo general, sería conveniente ahondar en el estudio de algunos de los parámetros que influyen en la variación de las emisiones de metano, especialmente la oxidación en la cobertura y la migración lateral, que no han sido abordados de forma experimental en este estudio, con el fin de lograr una mayor precisión en las emisiones estimadas en el modelo.
- **Medidas de reducción.** La instalación de ventanas de oxidación sobre determinados hotspots permitiría medir su capacidad de atenuación sobre estos puntos críticos. Además, esta medida se podría completar con la utilización, para el diseño de las ventanas de oxidación, de distintos materiales que fomenten la economía circular estudiando cuáles son más efectivos. Para completar la investigación realizada, sería de interés aplicar estas medidas en el vertedero de estudio.

Anexo I

Nuevo modelo de estimación de
emisiones

Manual de usuario

INTRODUCCIÓN

El nuevo modelo de estimación de emisiones de metano está basado en el modelo desarrollado por el IPCC (2006) y en el Modelo CLIMA, utilizado en la actualidad por el vertedero del caso de estudio. El modelo creado permite la estimación de la producción anual de metano, así como de las emisiones difusas de metano de las diferentes fases que componen el vertedero, distinguiendo entre las emisiones a través del contorno y a través de la superficie.

El modelo se ha desarrollado en formato Excel y está compuesto por 5 pestañas: Entradas, Parámetros, Vaso de vertido, Lixiviado y Resultados. A continuación, se describen cada una de las pestañas con los datos a introducir en cada una de ellas, su modo de operación y la interpretación de los resultados finales obtenidos.

Entradas

En la pestaña “Entradas” se detallan todos los tipos de residuos que entran al vertedero con sus cantidades correspondientes. El usuario debe introducir las cantidades de residuos según su código LER y su denominación completa (Boletín Oficial del Estado (BOE), 2023). El modelo cuenta con un listado de residuos por defecto, si en el vertedero de estudio entran residuos no mencionados en la lista, podrán añadirse. Posteriormente se clasifican de manera automática en las nueve fracciones con las que se trabaja en el modelo: papel y cartón, textiles, otros putrescibles orgánicos (no alimentarios), residuos de alimentos, madera y similares, rechazo de TMB, lodos EDAR, material bioestabilizado y otros.

En esta pestaña se debe introducir el año de comienzo de operación del vertedero, que automáticamente se actualiza en todas las pestañas del modelo. Las columnas de esta hoja corresponden a cada uno de los años de vertido y las filas al tipo de residuo (Figura Anexo I - 1).

En el caso de no contar con la clasificación de los residuos por su código LER, el usuario podría introducir directamente los datos entre las nueve fracciones establecidas. Si fuera necesario, es posible incluir nuevas fracciones.

Los datos de entradas anuales de residuos al vertedero deben introducirse manualmente en el desglose por código LER en kilogramos. Automáticamente estos se clasifican por la fracción a la que pertenezcan y se dispondrá de los valores totales en toneladas.

Las celdas de la herramienta se clasifican por colores. En amarillo aparecen aquellas celdas en las que se requiere la introducción de datos, en azul las celdas que se actualizan automáticamente según los datos de entrada, en verde los resultados finales y en gris las celdas descriptivas.

Parámetros

En la pestaña “Parámetros” se detallan los valores utilizados para la realización de los cálculos numéricos de estimación. Se detalla la denominación, la abreviatura utilizada en las hojas de cálculo y el valor de cada uno. Estos parámetros pueden ser modificados para su adaptación a las características de cada caso. Para su correcta aplicación y una mayor precisión es recomendable dividir el vertedero sobre el que se realice la estimación en las distintas celdas o fases que lo compongan: así se pueden aplicar diferentes parámetros específicos a cada una de ellas. Todos los parámetros que se utilizan en este modelo han sido revisados de acuerdo con referencias bibliográficas recientes. La justificación de los valores adoptados, así como la descripción de cada parámetro, se ha detallado en el Capítulo 4. En las Tablas Anexo I -1 y 2, se presentan los valores de los parámetros utilizados en el modelo.

Cálculo de la generación de metano

El cálculo de la generación de metano se realiza en la pestaña “Vaso de Vertido”. En ella se completan automáticamente las celdas de toneladas de residuos anuales para cada fracción y se realizan, también de forma automática, los cálculos de generación. Estos cálculos aparecen desglosados en columnas para que el usuario pueda analizar el proceso de cálculo. En cada fila se muestra la generación anual. El cálculo se realiza de forma individual y automática para cada una de las fracciones descritas anteriormente. Las fórmulas utilizadas para la realización del cálculo se describen con detalle en el Capítulo 4.

En el caso del vertedero de estudio en esta investigación, se han dispuesto en el modelo tres pestañas para el cálculo de generación de metano, cada una de ellas correspondientes a una fase de operación del vertedero: Celda A, Fase B1 y Fase B2. En la Figura Anexo I - 2, se muestra un ejemplo del cálculo de la generación de metano para la fracción “Otros putrescibles orgánicos” de una de las pestañas de

Tabla Anexo I - 1. Valores utilizados por defecto en el modelo para los parámetros de biodegradabilidad.

Componentes del residuo	Parámetros de biodegradabilidad		
	Carbono orgánico degradable, DOC (fracción)	Tasa de generación de metano, k (año ⁻¹)	
		Zona Húmeda	Zona Seca
Papel / cartón	0,400	0,060	0,040
Textiles	0,240	0,060	0,040
Residuos de alimentos	0,150	0,185	0,060
Madera y similares	0,430	0,030	0,020
Otros putrescibles orgánicos	0,200	0,100	0,050
Rechazo de compostaje	0,042	0,088	0,039
Compostaje	0,045	0,185	0,060
Lodos EDAR	0,061	0,185	0,060
Otros	0,015	0,020	0,020

Tabla Anexo I - 2. Valores utilizados por defecto en el modelo para otros parámetros.

Otros parámetros		
Denominación	Abreviatura	Valor
Factor de accesibilidad	DOCf	0,5
<i>Residuos menos biodegradables como la madera, otros</i>	DOCf	0,1
<i>Residuos moderadamente biodegradables papel, textiles, pañales, etc.</i>	DOCf	0,5
<i>Residuos altamente biodegradables como residuos de comida o de jardín.</i>	DOCf	0,7
<i>Otros putrescibles orgánicos</i>	DOCf	0,5
Factor de corrección condiciones anaeróbicas	MCF	1
Proporción de metano en biogás generado	F	0,5
Tiempo de retardo para fracciones con pretratamiento biológico (meses)	Tr	3
Factor de oxidación	OX	0,2

Otros putrescibles orgánicos							
	W	A = W * DOC * DOCf	AL=A·Clix	AG= AL·MCF	B = A + (B _{T-1} * exp1)	C = B _{T-1} * (1 - exp1)	D = C * 16/12 * F
año	t	t			t	t	t
1992	137628,1	13762,8	13615,9	12935,1	13615,9	0,0	0,0
1993	137818,5	13781,8	13634,9	12953,2	25955,1	1295,7	863,8
1994	138579,9	13858,0	13711,1	13025,5	37196,2	2470,0	1646,6
1995	143529,2	14352,9	14206,0	13495,7	47862,5	3539,7	2359,8
1996	156854,2	15685,4	15538,5	14761,6	58846,3	4554,7	3036,5
1997	161708,3	16170,8	16023,9	15222,7	69270,2	5600,0	3733,3
1998	173224,9	17322,5	17175,6	16316,8	79853,9	6591,9	4394,6
1999	211581,8	21158,2	21011,3	19960,7	93266,0	7599,1	5066,1
2000	257541,6	25754,2	25556,0	24278,2	109946,6	8875,4	5917,0
2001	254158,0	25415,8	25220,8	23959,7	124704,5	10462,8	6975,2
2002	148649,0	14864,9	14674,8	13941,1	127512,2	11867,2	7911,5
2003	42838,0	4283,8	4098,4	3893,5	119476,2	12134,4	8089,6
2004	48297,4	4829,7	4597,5	4367,7	112704,0	11369,7	7579,8
2005	52481,2	5248,1	5032,6	4781,0	107011,5	10725,2	7150,1
2006	65419,7	6542,0	6373,9	6055,2	103201,9	10183,5	6789,0
2007	64780,8	6478,1	6336,7	6019,8	99717,6	9821,0	6547,3
2008	49367,5	4936,7	4653,7	4421,0	94881,9	9489,4	6326,3
2009	43223,7	4322,4	4120,8	3914,7	89973,5	9029,2	6019,5
2010	38636,0	3863,6	3760,0	3572,0	85171,4	8562,1	5708,1
2011	25938,2	2593,8	2496,2	2371,4	79562,5	8105,1	5403,4
2012		0,0		0,0	75682,2	3880,3	2586,9
2013		0,0		0,0	71991,1	3691,1	2460,7
2014		0,0		0,0	68480,0	3511,0	2340,7

Figura Anexo I - 2. Ejemplo de la sección correspondiente a la pestaña "Fase B1" del caso de estudio presentado en este documento para el cálculo de las emisiones de la fracción Otros putrescibles orgánicos.

Las fracciones que han pasado por un pretratamiento biológico antes de ser depositadas en el vertedero, como es el caso de Rechazo de TMB y Material Bioestabilizado, tendrán un tiempo de retardo menor, por lo que el método de cálculo de generación de metano variará con respecto al resto de fracciones, como se explica en el Capítulo 4, Apartado 4.4.1.

La Figura Anexo I - 3 muestra, como ejemplo, el cálculo de la generación de metano realizado para una de las fracciones con menor tiempo de retardo en el modelo del vertedero de estudio.

Rechazo de TMB									
	W	A = W * DOC * DOCf	AL=A-Clix	AG= AL*MCF	B = AL * exp2	C = AL * (1- exp2)	H = B + (Hlast year * exp1)	E = C + Hlast year * (1- exp1)	D = E * 16/12 * F
año	t	t	t	t	t	t	t	t	t
2002	81144,0	1704,0	1702,1	1617,0	1581,8	35,2	1581,8	35,2	23,5
2003	190053,0	3991,1	3957,6	3759,7	3677,9	81,8	5126,5	215,1	143,4
2004	199664,6	4193,0	4162,3	3954,2	3868,2	86,0	8562,8	517,9	345,3
2005	194465,0	4083,8	4056,9	3854,0	3770,2	83,9	11611,6	805,2	536,8
2006	143738,4	3018,5	3001,1	2851,1	2789,0	62,0	13422,5	1040,2	693,5
2007	74670,7	1568,1	1550,8	1473,3	1441,2	32,1	13733,0	1162,8	775,2
2008	60536,6	1271,3	1226,7	1165,4	1140,0	25,4	13716,2	1182,2	788,1
2009	56617,6	1189,0	1131,9	1075,3	1051,9	23,4	13612,7	1178,8	785,9
2010	57213,8	1201,5	1176,8	1118,0	1093,7	24,3	13559,6	1171,0	780,7
2011	40209,8	844,4	816,4	775,6	758,7	16,9	13176,1	1159,1	772,8
2012		0,0		0,0	0,0	0,0	12672,1	504,0	336,0
2013		0,0		0,0	0,0	0,0	12187,4	484,7	323,1
2014		0,0		0,0	0,0	0,0	11721,3	466,2	310,8
2015		0,0		0,0	0,0	0,0	11272,9	448,3	298,9
2016		0,0		0,0	0,0	0,0	10841,8	431,2	287,5
2017		0,0		0,0	0,0	0,0	10427,1	414,7	276,5
2018		0,0		0,0	0,0	0,0	10028,2	398,8	265,9
2019		0,0		0,0	0,0	0,0	9644,7	383,6	255,7
2020		0,0		0,0	0,0	0,0	9275,8	368,9	245,9
2021		0,0		0,0	0,0	0,0	8921,0	354,8	236,5
2022		0,0		0,0	0,0	0,0	8579,8	341,2	227,5
2023		0,0		0,0	0,0	0,0	8251,6	328,2	218,8
2024		0,0		0,0	0,0	0,0	7936,0	315,6	210,4

Figura Anexo I - 3. Ejemplo de la sección del cálculo realizado en el modelo del vertedero de estudio, para las fracciones con un menor tiempo de retardo.

Lixiviado

En la pestaña “Lixiviado” se detalla el proceso para la obtención del carbono de los residuos arrastrado a través de los lixiviados (Figura Anexo I – 4). El usuario debe introducir los datos anuales de lixiviado generado (m³) y el valor de DQO (Demanda Química de Oxígeno) (mg/L) o TOC (Carbono Orgánico Total) (mg/L) según disponibilidad. Según si se tiene el valor de DQO o de TOC el cálculo del carbono total en el lixiviado se realizará de forma distinta, como se describe en el Capítulo 4.

El resultado obtenido es el carbono total arrastrado por el lixiviado anualmente. Posteriormente este valor se divide de forma proporcional entre las diferentes fracciones según la cantidad de carbono orgánico degradable accesible contenida en cada una de ellas. De esta forma es posible restar, para el cálculo de las emisiones de cada una de las fracciones, el carbono perdido por el arrastre del lixiviado.

	Madera y similares						Otros putrescibles orgánicos					
	Lixiviados (m3/año)	DQO (mg/L)	TOC (mg/L)	Carbono en lixiviado (Toneladas)	A = W * DOC * DOCf * MCF	Lo=A*k	%	Clix	A = W * DOC * DOCf * MCF	Lo=A*k	%	Clix
1989	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	8937,261013	893,7261013	99,0166	146,9181335
1990	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	10726,61679	1072,661679	99,0166	146,9181335
1991	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	12544,52611	1254,452611	99,0166	146,9181335
1992	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	13762,81089	1376,281089	99,0166	146,9181335
1993	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	13781,84659	1378,184659	99,0166	146,9181335
1994	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	13857,98939	1385,798939	99,0166	146,9181335
1995	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	14352,91758	1435,291758	99,0166	146,9181335
1996	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	15685,41656	1568,541656	99,0166	146,9181335
1997	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	16170,8269	1617,08269	99,0166	146,9181335
1998	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	17322,48673	1732,248673	99,0166	146,9181335
1999	118181,8	3348		148,38	0	0	0	0	21158,18022	2115,818022	99,0166	146,9181335
2000	118181,8	4516		200,14	0	0	0	0	25754,15956	2575,415956	99,0166	198,1727273
2001	118181,8		1666,75	196,98	0	0	0	0	25415,8	2541,58	99,0166	195,0424525
2002	118181,8		1666,75	196,98	0	0	0	0	14864,9	1486,49	96,4889	190,0634186
2003	141961,3		1666,75	236,61	0	0	0	0	4283,8	428,38	78,3580	185,4058819
2004	201360,7		1666,75	335,62	0	0	0	0	4829,736	482,9736	69,1880	232,2073392
2005	188251,8		1666,75	313,77	0	0	0	0	5248,1201	524,81201	68,6742	215,4782343
2006	188093,17		1245,25	234,22	0	0	0	0	6541,967	654,1967	71,7704	168,1026907
2007	185079,45		1153	213,40	68,21563	2,0464689	0,20932717	0,446697076	6478,079	647,8079	66,2623	141,4015598
2008	278348,33		1757	489,06	179,98424	5,3995272	0,63295945	3,095538925	4936,745	493,6745	57,8710	283,0226748
2009	195667,77		1729	338,31	209,65768	6,2897304	0,867066762	2,933369872	4322,3721	432,23721	59,5858	201,5844128
2010	157810,33		1005,67	158,71	177,52206	5,3256618	0,89977538	1,427989548	3863,603	386,3603	65,2759	103,5962273
2011	173143,5		905	156,69	374,94409	11,2483227	2,250671531	3,526686774	3112,585	311,2585	62,2796	97,58888187
2012	137301		539,75	74,11	330,55046	9,9165138	2,465601616	1,82721334	2394,392	239,4392	59,5332	44,11898267
2013	152887		878	134,23	349,37328	10,4811984	2,769685453	3,71788134	2551,578	255,1578	67,4261	90,50934705
2014	127431		1004,75	128,04	375,09846	11,2529538	3,297882432	4,222486553	2191,182	219,1182	64,2166	82,22051468

Figura Anexo I - 4. Ejemplo de la pestaña "Lixiviados" para el caso de estudio.

Resultados

Finalmente, en la pestaña “Resultados” se muestran diferentes datos obtenidos a través del modelo (Figura Anexo I – 5).

- Generación de metano: Se muestran los resultados de generación de metano anuales para las diferentes fases del vertedero expresados en toneladas de metano.
- Migración de contorno: En el Capítulo 4 del presente documento se detalla el método de cálculo para la migración de contorno. Estos resultados se expresan en toneladas de metano de forma independiente para cada fase.
- Metano captado: Para contabilizar el total de metano generado que se capta a través del sistema de gestión del biogás, el usuario debe introducir los datos de captación anuales. Se deberán introducir los m³ de biogás captado anualmente en condiciones estándar (0°C y 1atm) y su correspondiente riqueza (%CH₄). Una vez incluidos estos datos se obtiene el total de metano captado anualmente y se estima la eficacia del sistema de captación.
- Metano emitido en superficie: finalmente se muestran los resultados del metano emitido. El valor mostrado incluye tanto las toneladas de metano emitidas a través de la superficie como lo emitido a través de los pozos del sistema de captación que permanezcan sin conectar a la red y sin tapar.
- Gráfico con el balance de metano final: se muestra el metano generado, migrado, captado y emitido (Figura Anexo I - 6).

Para el caso de estudio, los cálculos realizados para la obtención de los valores finales se han dividido en las distintas fases del vertedero y para cada una de ellas se han tenido en cuenta sus características particulares, como se detalla en el Capítulo 4.

Año	Metano Generado (t CH ₄)				Migración Contorno (t CH ₄)			Sistema de desgasificación					Metano emitido superficie (t CH ₄)		
	Celda A	Fase B1	Fase B2	B1+B2	Celda A	Fase B1	Gas captado (m ³)	% metano	Metano captado (t CH ₄)	Eficacia captación %	Celda A	Total B1+B2	TOTAL		
1989	0	0	0	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00		0	0	0		
1990	563	0	0	0	56,29	0,00	0	0,00	0,00		405	405	405		
1991	1186	0	0	0	118,65	0,00	0	0,00	0,00		854	854	854		
1992	1867	0	0	0	186,67	0,00	0	0,00	0,00		1344	1344	1344		
1993	1688	872	0	872	168,79	87,20	0	0,00	0,00		1215	628	1843		
1994	1526	1662	0	1662	152,63	166,16	0	0,00	0,00		1099	1196	2295		
1995	1380	2380	0	2380	138,02	238,04	0	0,00	0,00		994	1714	2708		
1996	1248	3062	0	3062	124,82	306,21	0	0,00	0,00		899	2205	3103		
1997	1129	3764	0	3764	112,88	376,40	0	0,00	0,00		813	2710	3523		
1998	1021	4430	0	4430	102,09	442,97	0	0,00	0,00		735	3189	3924		
1999	923	5106	0	5106	92,34	510,55	0	0,00	0,00		665	3676	4341		
2000	835	5962	0	5962	83,52	596,24	9193868	55,00	3621	61	601	1396	1998		
2001	755	7028	0	7028	75,54	702,83	9003862	55,00	3546	50	544	2224	2768		
2002	683	7995	0	7995	68,33	799,54	9829950	55,00	3871	48	492	2660	3152		
2003	618	8313	0	8313	61,81	831,31	9480936	55,00	3734	45	445	2999	3444		
2004	559	8026	0	8026	55,91	802,64	9031299	55,00	3557	44	403	2934	3336		
2005	506	7868	0	7868	50,58	786,82	9110858	55,00	3588	46	364	2795	3159		

Figura Anexo I - 5. Sección de la pestaña "Resultados" del modelo del vertedero de estudio.

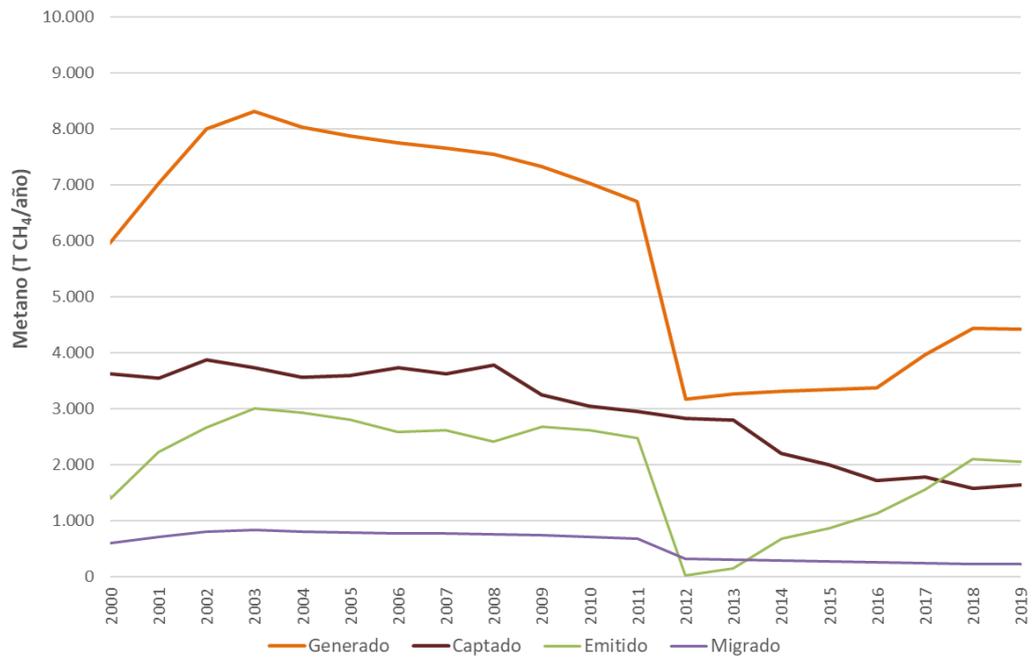


Figura Anexo I - 6. Balance de metano Fases B1 y B2 del caso de estudio.