

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

**EMISIONES EN VERTEDEROS DE RECHAZOS DE RCD:
SEGUIMIENTO, EVALUACIÓN Y MODELIZACIÓN**

**EMISSIONS OF C&D REFUSE IN LANDFILLS: MONITORING,
ASSESSMENT AND MODELLING**

ANA LÓPEZ MARTÍNEZ

Directora

AMAYA LOBO GARCÍA DE CORTÁZAR

Santander, enero 2016

Estar preparado es importante, saber esperar lo es aún más, pero aprovechar el momento adecuado es la clave de la vida.

Arthur Schnitzler (1862-1931)

Agradecimientos

Quiero agradecer en primer lugar el apoyo de TIRME S.A., en especial a Aína Canaleta, Jesús Martín, Marina Martínez y Xisco Amaya por su cooperación y participación en el desarrollo de este trabajo.

A mi Directora de tesis y "jefa" Amaya Lobo García de Cortázar por confiar en mí todo este tiempo y aumentar la seguridad en mí misma. Por apoyarme y enseñarme a disfrutar de la Ingeniería de Vertederos.

A Miguel Cuartas Hernández por su paciencia y rapidez a la hora de solucionar mis múltiples dificultades con Moduelo.

A mis compañeros de Torrelavega Lucía Cacho, Noelia Cobo, Pedro Valdés y Silvia Migoya por los grandes momentos que vivimos al principio de mi investigación.

A María Fernanda Román Sánchez por estar siempre que la he necesitado.

A todos los miembros del Grupo de Ingeniería Ambiental por su apoyo, en especial a Iñaki Tejero, Rubén Díez y Ancella Molleda.

A mis padres, Julio López que siempre está presente y Agustina Martínez por su apoyo y ayuda incondicional. A mis hermanos, en especial a Olga por poder contar con ella siempre que la necesito.

A José Ángel, Irene y Julio porque son el motor de mi vida.

Ana López Martínez

Santander, enero 2016

RESUMEN

La industria de la construcción tiene gran importancia en la sociedad actual. Uno de los principales problemas que genera esta industria son los residuos de construcción y demolición (RCD) que, por sus características, han sido considerados tradicionalmente un residuo inerte.

Para minimizar el residuo producido por esta industria y recuperar materiales que puedan ser reutilizados han surgido las plantas de tratamiento de RCD. En estas plantas se recuperan los materiales reciclables y los materiales inertes se transforman en áridos de diferentes tamaños para su reutilización. De este proceso también se obtiene un rechazo que no se puede aprovechar y debe ser llevado a vertedero.

Este trabajo de investigación tiene como objetivo conocer el potencial contaminante de este tipo de residuos en vertedero mediante control y seguimiento de distintos parámetros en el vertedero así como mediante la modelización del vertedero estudiado con una herramienta de simulación, MODUELO, que nos va a permitir evaluar las emisiones producidas a largo plazo.

El estudio se ha basado en la caracterización y el seguimiento en detalle de una instalación real, tomada como ejemplo de los actuales vertederos de rechazos de RCD. Para dicha instalación se diseñó un programa de seguimiento detallado, incluyendo un plan de instrumentación y la medida de parámetros clásicos, que se ha desarrollado a lo largo de su vida, desde 2006 a 2011.

En el **Capítulo 1** se describe la problemática actual de este tipo de residuos, así como el interés de la instrumentación para el seguimiento del vertedero y las ventajas de la utilización de herramientas de simulación para conocer el comportamiento del vertedero en el futuro. Este capítulo también describe el alcance y los objetivos de la tesis.

El **Capítulo 2** presenta la revisión de la literatura sobre caracterización de RCD, caracterización del lixiviado producido en vertederos que contienen RCD y emisiones gaseosas producidas en vertederos de este tipo. Gran parte de la literatura está formada por publicaciones de estudios realizados en Estados Unidos. Además se realiza una revisión sobre la instrumentación que en los últimos años se ha comenzado a instalar en vertederos, para controlar distintos

parámetros como humedad, temperatura, altura de lixiviado almacenado sobre la lámina de impermeabilización, asentamientos en el vertido y toma de muestras líquidas y/o gaseosas del interior del residuo. Por último se muestra un estudio detallado del estado del arte sobre herramientas de simulación de vertedero del que se concluye que no existen herramientas de uso generalizado que se puedan adaptar a estos vertederos.

En el **Capítulo 3** se describen los materiales y métodos utilizados en este trabajo. Se recoge una descripción del vertedero utilizado como caso de estudio así como las fases de explotación que ha tenido durante este tiempo. Se trata del vertedero de Corral Serra, situado en la isla de Mallorca, en el término municipal de Santa Margalida. Se construyó en 2005 para recibir los rechazos de dos plantas de tratamiento de RCD y de 6 centros de transferencia y pretratamiento de RCD. Este vertedero es una expansión vertical de un antiguo vertedero, acondicionado según la legislación actual.

Además se muestra la metodología utilizada para la caracterización de los materiales vertidos así como para la evaluación del lixiviado generado. También se detalla el plan y condiciones, instalación y utilización de distintos instrumentos para controlar la calidad del biogás generado, la temperatura en distintos puntos del interior del residuo y la altura de lixiviado almacenado sobre la lámina de impermeabilización. Se instalaron cuatro piezómetros en distintos puntos del fondo del vaso, dos de ellos con toma de temperatura, y seis termómetros, junto con seis tomamuestras en seis puntos diferentes del interior de la masa de residuos.

Por último también se muestra la información recopilada para la construcción del modelo del vertedero estudiado con la herramienta de simulación MODUELO.

El **Capítulo 4** recoge los resultados de seguimiento obtenidos a lo largo del tiempo de estudio del vertedero.

El residuo analizado, procedente de plantas de tratamiento de RCD, es similar en su composición a los residuos de RCD llevados a vertederos presentados en la literatura, con predominancia de madera y hormigón. Sin embargo la cantidad de yeso encontrada (0,1% en peso) es menor que la publicada en diferentes estudios, lo que justifica un comportamiento distinto en varios aspectos.

La cantidad de agua que recibe el vertedero también es menor que la publicada en otros estudios debido a la escasa precipitación (media de 490 mm/año) y gran

potencial evaporativo de la zona (media de 333 mm/año). Esto provoca que el volumen de lixiviado sea pequeño (media de 67,5 mm/año) y valida la estrategia de gestión de lixiviado adoptada que consiste en almacenamiento de lixiviado en una balsa exterior, en el propio vaso de vertido y con recirculación sobre el vertedero en épocas de escasa precipitación.

El lixiviado destaca por las altas concentraciones de sólidos totales (4.940 mg/L de media) y sales (405 mg/L de media de sulfatos, 3.189 mg/L de media de carbonatos y 495 mg/L de media de sodio) que ocasionan una conductividad elevada (8,3 mS/cm de media). También se encuentra en concentraciones mayores de las medias publicadas el nitrógeno amoniacal (401 mg/L de media), procedente de la degradación de componentes orgánicos y el arsénico (233 µg/L de media) y plomo (987 µg/L de media), procedentes de los tratamientos de la madera y de pinturas y revestimientos, respectivamente.

Se comprueba por tanto en este caso que los datos de emisión publicados, incluso cuando se consideran rangos, no son siempre extrapolables, pues dependen de la composición del residuo y las condiciones ambientales

La degradación del residuo también se evidencia por la composición del biogás medido dentro del residuo, con presencia de metano y sulfuro de hidrógeno, y las altas temperaturas registradas (hasta 58,5°C) por los termómetros instalados en el interior del residuo.

Sin embargo no se han detectado malos olores alrededor del vertedero como sucede en otras instalaciones de este tipo, por el doble efecto de la utilización de cobertura, que mitiga las emisiones, y por la mínima presencia de yeso que limita la generación de sulfuro de hidrógeno.

En el **Capítulo 5** se presenta y describe la creación del modelo del vertedero. En primer lugar se detalla cómo se ha creado el modelo de terreno, a partir de un plano topográfico del mismo. Después se rellenó el vertedero colocando todas las celdas según orden de llenado hasta alcanzar el modelo completo. Se definieron las características hidrológicas de las diferentes celdas creadas, en función de datos experimentales y datos bibliográficos utilizados comúnmente en este tipo de simulaciones. Posteriormente se definió el modelo de generación de residuos para simular la entrada de residuos al vertedero según el orden de depósito. Se definió la composición del residuo por componentes, así como las cantidades depositadas y algunas de las características físicas del residuo, como la densidad. A continuación se detalló el modelo meteorológico y el de

recirculación de lixiviado según los datos e indicaciones proporcionadas por la empresa encargada de la explotación. Posteriormente el modelo de simulación se calibró según los datos reales disponibles ajustando las series de cantidad y calidad de lixiviado. Finalmente se realizó una simulación a 30 años para estimar las emisiones producidas por este vertedero a largo plazo.

En este trabajo se tuvo que modificar la permeabilidad del residuo, la proporción de canales preferenciales y los parámetros utilizados en el modelo de degradación para representar adecuadamente a los rechazos del tratamiento de RCD poniendo de manifiesto las diferencias que hay con los residuos sólidos urbanos, una biodegradabilidad menor y más lenta y un mayor tamaño de partícula, que a la hora del vertido facilita la formación de más caminos preferenciales.

El modelo de simulación creado no representa con exactitud el vertedero estudiado porque no se puede reproducir el sistema de gestión de lixiviado por bombeo utilizado en la recolección. Sin embargo, ha permitido realizar un balance hidrológico global y evaluar aspectos en la explotación del vertedero, como por ejemplo, la capacidad de almacenamiento remanente en el seno del residuo y la importancia de la correcta gestión de la escorrentía superficial y de minimizar la creación de canales preferenciales para disminuir la cantidad de lixiviado generado. Además se comprobó que la estrategia de recirculación era adecuada para gestionar el lixiviado de este vertedero, reduciendo progresivamente su volumen.

Las estimaciones de las emisiones futuras en cuanto a degradación permitieron conocer que la contaminación biodegradable se reduce lentamente en el tiempo y que otros compuestos seguirán permaneciendo en concentraciones significativas como el nitrógeno amoniacal, la demanda química de oxígeno y el carbono orgánico total.

En cuanto a las tasas de generación de biogás a futuro se irán reduciendo con los años. El año con la generación más alta no superaría las tasas de emisión admitidas para vertederos con sellado temporal, ya que parte del biogás queda entre los poros del residuo, parte queda disuelto en el lixiviado y otra parte no podría salir del residuo por las coberturas temporales dispuestas en el vertedero.

Por último, el **Capítulo 8** presenta las conclusiones generales de este trabajo así como recomendaciones para futuros trabajos de investigación en esta línea.

Se ha comprobado que los vertidos de rechazos de RCD no pueden clasificarse como inertes ya que sufren la degradación de sus componentes produciendo altas temperaturas y contaminación significativa del lixiviado generado. Además se ha registrado actividad metanogénica en el residuo. Sin embargo no siempre se generan emisiones significativas, ni problemas de malos olores (causados fundamentalmente de la cantidad de yeso depositada).

Por otro lado la introducción de instrumentos en el residuo ha demostrado ser un apoyo útil para controlar mejor los procesos que se dan en el. Los datos de temperatura informan sobre actividad biológica y el paso de agua a través del residuo. Los datos piezométricos permiten controlar la acumulación de lixiviado sobre el fondo. Y la toma de muestras del interior del residuo permite conocer más detalladamente la generación de gases que se producen en el vertedero.

Finalmente, se ha mostrado que los modelos de la herramienta de simulación MODUELO se adaptan fácilmente a vertederos de rechazos de RCD. Basado en el modelo de simulación, se ha comprobado la necesidad de evacuar adecuadamente la escorrentía y tener una cobertura apropiada para reducir la formación de lixiviado. Además se ha demostrado que en zonas áridas, la recirculación de lixiviado es una buena estrategia para reducir la cantidad de lixiviado y acelerar la degradación de los residuos.

PUBLICACIONES

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

Publicaciones en revistas internacionales:

López A. y Lobo A. (2014). Emissions of C&D refuse in landfills: a European case. *Waste Management*, 34, 1446-1454.

López A., Gonzalorenna R., Cuartas M. y Lobo A. (2012). Modelación de una celda vertedero experimental con Modulo 4.0. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28 89-96.

Lobo A., López A. y Cobo N. (2011). Modeling of biodegradation in an old unregulated European landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 137, 93-96.

Publicaciones en revistas nacionales:

Lobo A., Cuartas M., Esteban-García L., Molleda A., Moreno-Ventas X., Román M.F. y López A. (2015). Proyecto HD-VERTERE: impacto del pretratamiento de residuos en la explotación de vertederos. *Retema*, noviembre/diciembre 2015.

Lobo A., Cuartas M., Esteban-García L., Molleda A., Moreno-Ventas X., Román M.F. y López A. (2015). Investigaciones sobre el comportamiento de los nuevos vertederos de rechazos. *Industriambiente. Gestión Medioambiental y energética*, octubre/diciembre 2015, 54-60.

Lobo A., Cuartas M., Esteban-García L., Molleda A., Moreno-Ventas X., Román M.F. y López A. (2015). Evaluación del comportamiento de los nuevos vertederos de rechazos urbanos: proyecto HD-VERTERE. *FuturEnviro*, marzo 2015, 95-98.

Molleda A., López A. y Lobo A. (2011). Efectos del tratamiento mecánico biológico en las emisiones de vertedero – Revisión bibliográfica. *Retema*, 152, 18–22.

Lobo A., López A. y Cobo N. (2008). Novedades en caracterización e instrumentación de vertederos. *Residuos*, 102, 28-35.

Lobo A., López A. y Cobo N. (2007). Instrumentación para el control de vertederos de residuos urbanos. *Retema*, 114, 72-80.

Capítulo de libro:

Lobo A., Cobo N, López A. y Cacho L. (2007). Advances in old landfills assessment. *Landfill Research Trends*. Nova Science Publishers, Inc. New York. Chapter 6, pp. 167-189. (ISBN: 1-60021-776-1)

Publicaciones en congresos internacionales:

Lobo A., Cuartas M., Esteban-García L., Molleda A., Moreno-Ventas X., Román M.F. y López A. (2015). Cambio de paradigma en el vertido de residuos: algunos resultados sobre el comportamiento de los nuevos vertederos de rechazos. Actas del Congreso "VI Simposio Iberoamericano de Ingeniería en Residuos Sólidos, hacia la carbono neutralidad 2021". Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago (Costa Rica), 9-10 de noviembre. (ISBN: 978-9968-641-28-9).

Cuartas M., Esteban-García L., Molleda A., Moreno-Ventas X., Román M.F., López A. y Lobo A. (2015). HD_VERTERE: Hydrology and degradation in landfills of MBT rejects. First results. Actas del Congreso "6th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills". Delft (Holanda), 14-17 abril.

López A. y Lobo A. (2013). Emisiones en vertederos de residuos de construcción y demolición: un caso de estudio. Actas del Congreso "V Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDIGIRS-REDISIA 2013". Mendoza (Argentina), 15-16 octubre. (ISBN: 978-987-1323-35-7).

Molleda A. López A. y Lobo A. (2013). Características del rechazo de plantas de tratamiento mecánico-biológico: dos casos en España. Actas del Congreso "V Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDIGIRS-REDISIA 2013". Mendoza (Argentina), 15-16 octubre. (ISBN: 978-987-1323-35-7).

Molleda A. López A. y Lobo A. (2013). HD-VERTERE: Hydrology and degradation in landfill of MBT residuals. Approach of the project and preliminary results. Actas del Congreso "5th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills", Edimburgo (Escocia), 10-11 abril.

Molleda A. López A. y Lobo A. (2011). Efectos del tratamiento mecánico biológico en las emisiones de vertedero – Revisión bibliográfica. Actas del Congreso "IV Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2011". México D.F. (México), 5-6 octubre. (ISBN 9786076070154).

Gonzalorenna R., López A. y Lobo A. (2011). Simulación de una celda-vertedero aislada usando MODUELO 4.0. Actas del Congreso "IV Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2011". México D.F. (México), 5-6 octubre. (ISBN 9786076070154).

Mañón M.C., Márquez L., Hernández M.A. y López A. (2011). Model to estimate the volume of leachate from MSW: comparative analysis of multiple regression and artificial neural network. Actas del Congreso "4th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills". Santander (España), 27-28 abril.

Gonzalorenna R., López A. y Lobo A. (2011). Simulation of the Southampton isolated landfill cell using Moduelo 4.0. Actas del Congreso "4th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills", Santander (España), 27-28 abril.

López A., Von Chong L., Cobo N., Cacho L. y Lobo A. (2010). Comportamiento del rechazo del tratamiento mecánico biológico en vertedero. Actas del Congreso "III Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2010". João Pessoa (Brasil), 8-10 septiembre. (ISBN 978-85-7745-589-8).

López A., Chavarría C., Cacho L. y Lobo A. (2010). Cuantificación de emisiones difusas mediante cámara de flujo en un vertedero de residuos urbanos. Actas del Congreso "III Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2010". João Pessoa (Brasil), 8-10 septiembre. (ISBN 978-85-7745-589-8).

Simões G.F., Lobo A., Morais V.F.O., López A. y Padilla R.S. (2010). Balanço hídrico de um aterro sanitario experimental utilizando o modelo tridimensional MODUELO. Actas del Congreso "XV Brazilian Congress of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering". Gramado (Brasil), 17-22 agosto.

Martínez A.L., Simões G.F., Cortázar A.L.G., Padilla R.S., Catapreta C.A.A., Morais V.F.O. (2009). Water balance of an experimental landfill using MODUELO. Actas del Congreso "Sardinia 2009, 12th International Waste Management and Landfill Symposium". Cagliari (Italia), 5-9 octubre. (ISBN 978-88-6265-007-6).

López A., Cobo N., Cuartas M. y Lobo A. (2009). Estimating the future emissions of an old landfill by simulation. Actas del Congreso "Sardinia 2009, 12th International Waste Management and Landfill Symposium". Cagliari (Italia), 5-9 octubre. (ISBN 978-88-6265-007-6).

López A., Tejero I., Cuartas M. y Lobo A. (2009). La simulación: una ayuda para optimizar la explotación de un vertedero. Actas del Congreso "II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2009". Barranquilla (Colombia), 24-25 septiembre. (ISBN 978-958-741-006-8).

López A., Cobo N., Cuartas M. y Lobo A. (2009). Estimación de las futuras emisiones de un vertedero antiguo mediante simulación. Actas del Congreso "II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2009". Barranquilla (Colombia), 24-25 septiembre. (ISBN 978-958-741-006-8).

López A., Tejero I., Cuartas M. y Lobo A. (2009). A case of simulation as a help for landfill management planning. Actas del Congreso "3rd Hydro-Physico-Mechanics of Landfills". Braunschweig (Alemania), 10-13 marzo.

Cobo N., López A. y Lobo A. (2008). Characterization of an old landfill for potential degradability simulation. Actas del Congreso "Global Waste Management Symposium 2008" Cooper Mountain, Colorado (Estados Unidos), 7-10 septiembre.

López A., Cobo N., Tejero I. y Lobo A. (2008). Simulación de un vertedero dentro de la evaluación de las alternativas de gestión de RSU. Actas del Congreso "I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2008". Castellón (España), 23-24 julio. (ISBN 978-84-8021-665-4).

Cobo N., López A., Tejero I. y Lobo A. (2008). Evaluación de antiguos vertederos mediante caracterización e instrumentación: un caso práctico. Actas del Congreso "I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, REDISA 2008". Castellón (España), 23-24 julio. (ISBN 978-84-8021-665-4).

Cobo N., López A. y Lobo A. (2008). Biodegradation stability of organic solid waste characterized by physico-chemical parameters. Actas del Congreso "Waste Management 2008, Fourth International Conference on Waste Management and the Environment". Granada (España), 2-4 junio. (ISBN 1-84564-113-9).

Lobo A., López A. y Cobo N. (2007). Mathematical simulations of a landfill within the assessment of municipal solid waste management alternatives. Actas del Congreso "Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium". Cagliari (Italia), 1-5 octubre. (ISBN 978-8862650038).

Lobo A., López A., Cobo N. y Tejero I. (2007). Prediction of biodegradation and settlement in a MSW laboratory assay through the models incorporated in Moduelo landfill simulation tool. Actas del Congreso "2nd Hydro-Physico-Mechanics of Wastes". Southampton (Inglaterra), 18-19 abril.

Lobo A., Cobo N. y López A. (2006). Assessment of landfill stability with the aid of simulation. Actas del Congreso "Waste 2006: sustainable waste and resource management". Stratford Upon Avon (Inglaterra), 19-21 septiembre.

Publicaciones en congresos nacionales:

López A., Molleda A., Cuartas M., Moreno-Ventas X., Esteban-García L. y Lobo A. (2015). Proyecto HD-VERTERE: impacto del pretratamiento de residuos municipales en la explotación de vertederos en España. Actas del Congreso "XV Conferencia ATEGRUS sobre Vertederos Controlados". Lérida, 14-15 de octubre 2015.

Von Chong L., Cobo N., López A. y Lobo A. (2008). Estudio preliminar del comportamiento de residuos urbanos pretratados en vertederos. XI Congreso de Ingeniería Ambiental. GEO 2 2008, Bilbao Exhibition Centre, Bilbao, 4-6 noviembre 2008. pp. 151-160. (ISBN: 978-84-612-6011-9).

Lobo A., Cobo N. y López A. (2007). Mejoras en el diagnóstico y seguimiento de vertederos. Actas del Congreso "XI Conferencia ATEGRUS sobre Vertederos Controlados". Lérida, octubre 2007. pp. 22-25.

Lobo A., López A. y Cobo N. (2006). Avances en la instrumentación de vertederos. Actas del Congreso "X Congreso de Ingeniería Ambiental. PROMA 2006". Bilbao Exhibition Centre, Bilbao, octubre 2006. pp. 181-190.

Trabajos fin de grado o fin de máster

Marta García Ortiz (2015). Estudiante de Máster en Ingeniería Ambiental. Universidad del País Vasco. Hidrología y Degradación en vertederos de rechazos: resultados de campo. Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Cristina Díaz Cosido (2013). Estudiante de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. "Plan de Instrumentación, seguimiento y modelización de un vertedero de rechazos". Proyecto Fin de Carrera.

Ancella Molleda Riaño (2011). Propiedades de los residuos TMB. Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Ricardo Jorge Gonzalorenna Vallejos (2011). Simulación de una celda-vertedero aislada usando Modulo 4.0. Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Cristian Chavarría Montecinos (2009). Cuantificación de emisiones difusas mediante cámara de flujo en un vertedero de residuos urbanos de Cantabria.

Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Alessandra Lee Barbosa Firmo (2008). Análise numérica de aterros de resíduos sólidos Urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas. Teses do Grau de Mestre em Engenharia Civil, área de Concentração: Geotecnia. Grupo de Resíduos Sólidos. Universidad Federal de Pernambuco (Brasil).

Leslie Von Chong Sánchez (2008). Caracterización y biodegradación anaerobia en reactor del rechazo del tratamiento de afino del compost del RSU de Meruelo. Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Noelia Cobo Teja (2008). Evaluación del antiguo vertedero de Corral Serra (Santa Margalida) mediante caracterización e instrumentación. Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Ana López Martínez. (2008). Simulation of the MSW Southampton reactors using Moduelo. Proyecto fin de Máster Oficial de Investigación en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Estancias de investigación en ingeniería de vertederos:

Adolfo Israel Lomeli García (2015). Estudiante de Grado Técnico Superior Universitario en Química. Universidad Tecnológica de León (México). "Caracterización de las emisiones gaseosas superficiales".

Jonathan Enmanuel Hernández Muñoz (2015). Estudiante de Grado Técnico Superior Universitario en Química. Universidad Tecnológica de León (México). "Caracterización microbiológica de los procesos de degradación".

Laura Verónica Díaz Archundia (2015). Estudiante de Doctorado. Instituto Tecnológico de Toluca. "Creación del modelo matemático del vertedero con la herramienta de simulación MODUELO".

Gisela Inés Hernández Contreras (2015). Estudiante de Maestría en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. "Evaluación de los procesos de biodegradación del residuo".

lasmin Duarte Alves da Silva (2013). Estudiante de Ingeniería Civil. Universidad Federal de Pernambuco (Brasil). "Actualización de protocolo de medida de emisiones superficiales con cámara de flujo y campaña de medida de emisiones gaseosas superficiales en vertedero".

Alessandra Lee Barbosa Firmo (2010). Estudiante de Doctorado en Ingeniería Civil. Universidad Federal de Pernambuco (Brasil). "Análise Numérica Acoplada da Geração de Lixiviado e Recalque utilizando o Moduelo 4 em Lisímetros existentes no Aterro da Muribeca, Pernambuco (Brazil)".

María del Consuelo Mañón Salas (2010). Estudiante de Maestría en Informática. Universidad de Baja California (México). "Desarrollo de un modelo para cuantificar incertidumbre en el modelo Hidrológico superficial de MODUELO, a través de Lógica Difusa"

Julie Doyen (2009). Estudiante de Ingeniería Civil. École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES) (Francia). "Seguimiento de la gestión de un vertedero de residuos de construcción y demolición para su optimización".

Karen Aguilera Marambio (2008). Estudiante de Ingeniería en Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad de Viña del Mar (Chile). "Aplicación del modelo de simulación Moduelo 4 como herramienta para el estudio del aprovechamiento energético del vertedero de residuos sólidos urbanos Meruelo, provincia de Cantabria-España"

Alessandra Lee Barbosa Firmo (2007). Estudiante de Maestría en Ingeniería Civil. Universidad Federal de Pernambuco (Brasil). "Aplicación de la herramienta de simulación MODUELO a dos reactores experimentales situados en el vertedero de Muribeca, Pernambuco (Brasil)".

Rubel Saldaña Padilla (2007). Estudiante de Maestría en Saneamiento, Medio Ambiente y Recursos Hídricos. Universidad Federal de Minas Gerais (Brasil). "Validación y calibración de un modelo computacional tridimensional para la estimativa de balance hídrico en vertederos"

ÍNDICE

Índice de figuras	xxiv
Índice de imágenes	xxvi
Índice de tablas	xxvii
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1. Introducción	3
1.2. Objetivos	7
1.3. Referencias	8
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	11
2.1. Introducción	13
2.2. Caracterización del residuo	14
2.3. Caracterización del lixiviado en vertederos de RCD	16
2.4. Emisiones en vertederos de RCD	20
2.5. Instrumentación en vertederos.....	22
2.5.1. Temperatura	23
2.5.2. Humedad.....	25
2.5.3. Altura de lixiviado sobre el fondo	31
2.5.4. Asentamientos	32
2.5.5. Toma de muestras en el interior del residuo	35
2.6. Modelos de simulación	37
2.6.1. Modelos hidrológicos	37
2.6.2. Modelos de degradación.....	38
2.6.3. Modelos de generación de biogás	39
2.6.4. Modelos de asentamientos	42
2.6.5. Modelos integrales	43
2.6.6. MODUELO.....	45
2.7. Referencias	50
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA	67
3.1. Introducción	69
3.2. Descripción del vertedero estudiado	70
3.2.1. Fases de explotación del vertedero.....	71

3.2.2. Gestión del lixiviado	73
3.3. Caracterización de residuos	75
3.4. Análisis del lixiviado	76
3.5. Seguimiento <i>in situ</i> mediante instrumentación.....	79
3.5.1. Biogás	82
3.5.2. Temperatura.....	86
3.5.3. Altura de la lámina de agua	86
3.6. Modelización.....	88
3.6.1. Descripción general	88
3.6.2. Información disponible	88
3.6.3. Procesamiento de la información disponible. Limitaciones al alcance del modelo	92
3.6.4. Hidrología.....	96
3.6.5. Degradación	98
3.7. Referencias	100
CAPÍTULO 4. RESULTADOS DE SEGUIMIENTO.....	103
4.1. Introducción.....	105
4.2. Caracterización del residuo	106
4.2.1. Cantidad de residuo depositado	106
4.2.2. Composición del residuo	111
4.3. Evolución del lixiviado.....	114
4.3.1. Volumen de lixiviado.....	114
4.3.2. Composición del lixiviado.....	117
4.4. Instrumentación	128
4.4.1. Composición del biogás	128
4.4.2. Temperatura.....	131
4.4.3. Altura de la lámina de agua	134
4.5. Conclusiones específicas	135
4.6. Referencias	137
CAPÍTULO 5. RESULTADOS DE MODELIZACIÓN	141
5.1. Introducción.....	143
5.2. Modelo desarrollado	144
5.2.1. Terreno.....	144
5.2.2. Residuos	150

5.2.3. Meteorología	152
5.2.4. Modelo de recirculación	152
5.2.5. Modelo hidrológico	154
5.2.6. Modelo de degradación	158
5.3. Estimaciones futuras.....	163
6.3.1. Lixiviado: volumen y composición	163
6.3.2. Biogás.....	171
5.4. Conclusiones específicas.....	174
5.5. Referencias	176
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	179
6.1. Conclusiones	181
6.2. Recomendaciones.....	185
ANEXO I. RESULTADOS DE LAS ANALÍTICAS DEL LIXIVIADO	189
ANEXO II. RESULTADOS DE LOS MUESTREOS DE BIOGÁS.....	203
ANEXO III. RESULTADOS DE LAS LECTURAS DE TEMPERATURA.....	211
ANEXO IV. RESULTADOS DE LAS LECTURAS PIEZOMÉTRICAS.....	223

Índice de figuras

Figura 3-1. Localización de las PT y CTP de RCD que vierten en Corral Serra 70	
Figura 3-2. Esquema de la situación del vertedero nuevo sobre el antiguo ...	71
Figura 3-3. Disposición de la instrumentación en el vertedero	81
Figura 3-4. Discretización del terreno y puntos originales del fichero DXF	93
Figura 3-5. Modelo del terreno con las cotas calculadas.....	94
Figura 3-6. Modelo del vertedero con el sistema de recolección de lixiviado definido	95
Figura 4-1. Cantidad de residuo depositado según procedencia	109
Figura 4-2. Cantidad de residuo y árido depositada	110
Figura 4-3. Composición del residuo depositado en el vertedero	112
Figura 4-4. Cantidad de lluvia y lixiviado extraído en el período de estudio	115
Figura 4-5. Evolución del pH y la alcalinidad del lixiviado.....	119
Figura 4-6. Evolución de la conductividad, ST y SS en el lixiviado	120
Figura 4-7. Evolución del Ca, el Na y los sulfatos en el lixiviado.....	122
Figura 4-8. Evolución de la DQO, DBO ₅ y N-NH ₄ del lixiviado	123
Figura 4-9. Evolución de As, Pb, Cr y Cu del lixiviado.....	126
Figura 4-10. Evolución del Potencial Redox en el lixiviado.....	127
Figura 4-11. Evolución del CH ₄ en los tomamuestras	129
Figura 4-12. Evolución del CO ₂ en los tomamuestras	129
Figura 4-13. Evolución del SH ₂ en los tomamuestras	130
Figura 4-14. Evolución de la temperatura en el interior del vertedero.....	133
Figura 4-15. Evolución de la acumulación de lixiviado en el punto 13-1	134
Figura 5-1. Modelo de terreno del vertedero de Corral Serra (perspectiva superior)	144
Figura 5-2. Resultados del modelo de almacenamiento y recirculación de lixiviados durante el período de calibración	155
Figura 5-3. Resultados de la calibración hidrológica	156
Figura 5-4. Ajuste de calibración del modelo de biodegradación: series N-NH ₄ y NT	160

Figura 5-5. Ajuste de calibración del modelo de biodegradación: series DBO y DQO	160
Figura 5-6. Ajuste de calibración del modelo de biodegradación: serie COT	161
Figura 5-7. Evolución estimada de los componentes del balance superficial en el vertedero hasta 2031.....	164
Figura 5-8. Estimación de los caudales de lixiviado y lixiviado en el sistema en el vertedero hasta 2031.....	167
Figura 5-9. Estimación de la evolución de la calidad de los lixiviados en el vertedero hasta 2031 (DBO-DQO-COT).....	169
Figura 5-10. Estimación de la evolución de la calidad de los lixiviados en el vertedero hasta 2031 (NT – N-NH ₄).....	170
Figura 5-11. Resultados de la simulación de la generación de gases en el vertedero hasta 2031	173

Índice de imágenes

Imagen 3-1. Diferencia entre el residuo original vertido (izq.) y el rechazo del cribado (dcha.)	73
Imagen 3-2. Balsa de acumulación de lixiviado (izq.) y camión recirculando lixiviado (dcha.)	74
Imagen 3-3. Toma de muestra de lixiviado en la arqueta de recolección.....	76
Imagen 3-4. Extensión de cables y mangueras (izq.) tapado con arena y residuo(dcha.)	80
Imagen 3-5. Colocación de un piezómetro y tomamuestras (izq.) y una termorresistencia y tomamuestras (dcha.)	80
Imagen 3-6. Tubo de la placa de asiento después de un tiempo en el vertedero	82
Imagen 3-7. Detalle de tomamuestras y disposición en vertedero	82
Imagen 3-8. Equipo analizador de gases portátil GA2000	83
Imagen 3-9. Conexión de la bomba de vacío a la manguera de unión al tomamuestras	85
Imagen 3-10. Termómetro PT100 instalado en el vertedero.....	86
Imagen 4-1. Detalle del residuo vertido en el vertedero	116
Imagen 5-1. Excavaciones en el Vaso 1 (octubre 2009)	166
Imagen 5-2. Excavaciones del Vaso 1, residuos al descubierto (octubre 2009)	166
Imagen 5-3. Excavación del Vaso 1, residuos cubiertos (mayo 2010)	166

Índice de tablas

Tabla 3-1. Fechas de las campañas de caracterización realizadas por TIRME	75
Tabla 3-2. Métodos analíticos empleados en el análisis del lixiviado	77
Tabla 3-3. Métodos empleados en la determinación de metales pesados en lixiviado	78
Tabla 3-4. Especificaciones técnicas del equipo GA2000	84
Tabla 4-1. Toneladas de residuos vertidos	107
Tabla 4-2. Toneladas de áridos vertidos	108
Tabla 4-3. Composición media global del residuo según su procedencia	111
Tabla 4-4. Cantidad de lixiviado extraído y recirculado en el periodo estudiado	114
Tabla 4-5. Resultados de la composición del lixiviado en comparación con otros estudios publicados.....	118
Tabla 5-1. Características hidrológicas asignadas a las celdas del modelo del vertedero de Corral Serra (1 de 2)	147
Tabla 5-2. Características del modelo de sistema de recolección de lixiviado	149
Tabla 5-3. Residuo depositado en el vertedero	150
Tabla 5-4. Características del residuo depositado en el vertedero de Corral Serra	151
Tabla 5-5. Resumen del resultado hidrológico acumulado de la simulación agosto 2006 - diciembre 2009	158
Tabla 5-6. Parámetros resultantes de la calibración del modelo de degradación	159
Tabla 5-7. Periodos definidos para la calibración del modelo de degradación	162
Tabla 5-8. Volumen anual estimado de los componentes del balance hidrológico hasta 2031 (m ³)	165
Tabla 5-9. Características anuales (caudal y contaminación) estimadas del lixiviado recogido en el vertedero.....	171
Tabla Anexo I-1. Resultados de análisis del lixiviado en 2007 (I)	191

Tabla Anexo I-2. Resultados de análisis del lixiviado en 2007 (II)	192
Tabla Anexo I-3. Resultados de análisis del lixiviado en 2008 (I)	193
Tabla Anexo I-4. Resultados de análisis del lixiviado en 2008 (II)	194
Tabla Anexo I-5. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (I)	195
Tabla Anexo I-6. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (II)	196
Tabla Anexo I-7. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (III).....	197
Tabla Anexo I-8. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (IV) y 2010 (I)	198
Tabla Anexo I-9. Resultados de análisis del lixiviado en 2010 (II)	199
Tabla Anexo I-10. Resultados de análisis del lixiviado en 2011	200
Tabla Anexo II-1. Resultados de análisis de biogás en 2007.....	205
Tabla Anexo II-2. Resultados de análisis de CH ₄ , CO ₂ y O ₂ en 2008 y 2009	206
Tabla Anexo II-3. Resultados de análisis de SH ₂ y CO en 2008 y 2009	207
Tabla Anexo II-4. Resultados de análisis de CH ₄ , CO ₂ y O ₂ en 2010 y 2011	208
Tabla Anexo II-5. Resultados de análisis de SH ₂ y CO en 2010 y 2011	209
Tabla Anexo III-1. Resultados de temperatura en 2007.....	213
Tabla Anexo III-2. Resultados de temperatura en 2008 (I)	214
Tabla Anexo III-3. Resultados de temperatura en 2008 (II)	215
Tabla Anexo III-4. Resultados de temperatura en 2009.....	216
Tabla Anexo III-5. Resultados de temperatura en 2010 (I)	217
Tabla Anexo III-6. Resultados de temperatura en 2010 (II)	218
Tabla Anexo III-7. Resultados de temperatura en 2011 (I)	219
Tabla Anexo III-8. Resultados de temperatura en 2011 (II)	220
Tabla Anexo IV-1. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2006	225
Tabla Anexo IV-2. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2007	226
Tabla Anexo IV-3. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2008	227
Tabla Anexo IV-4. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2008	228
Tabla Anexo IV-5. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2009 (I).....	229
Tabla Anexo IV-6. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2009 (II).....	230
Tabla Anexo IV-7. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2009 (I).....	231

Tabla Anexo IV-8. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2009 (II)	232
Tabla Anexo IV-9. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2010 (I)	233
Tabla Anexo IV-10. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2010 (II)	234
Tabla Anexo IV-11. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2010 (I)	235
Tabla Anexo IV-12. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2010 (II)	236
Tabla Anexo IV-13. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2011 (I)	237
Tabla Anexo IV-14. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2011 (II)	238
Tabla Anexo IV-15. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2011 (I)	239
Tabla Anexo IV-16. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2011 (II)	240

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. Introducción

En muchos países de diferentes continentes, la industria de la construcción tiene un papel económico y social excepcional. Hasta el momento, su desarrollo lleva aparejado el crecimiento de la producción de residuos de construcción y demolición (RCD), con la consecuente pérdida de recursos e impacto ambiental que puede provocar. Para evitar estos efectos, en los últimos años se ha ido promulgando normativa específica para regular la generación y gestión de este tipo de residuos (p.ej. Gobierno de España, 2008), buscando la reducción de las cantidades vertidas y promoviendo su reciclaje. Como consecuencia, recientemente se han abierto numerosas plantas de recuperación de este tipo de residuos (en España se pasó de 61 autorizadas en 2006 [MMAMRM, 2010] a 282 autorizadas en 2012 [Rodríguez-Robles *et al.*, 2015]).

El rechazo de las plantas de tratamiento de RCD constituye un caso particular de los RCD. Este rechazo tiene características que varían en comparación con el RCD tradicional ya que se ha separado la fracción reciclable del RCD original como por ejemplo el tamaño de partícula o la proporción de los materiales que forman la mezcla de residuo. Dependiendo de los materiales reciclados, la materia orgánica (madera, papel, cartón y otros) puede ser una fracción significativa dentro de los rechazos. En ese caso, los procesos de degradación biológica que se dan al verter el residuo llegan a ser relevantes y la contaminación orgánica del lixiviado y el biogás generado pueden ser problemáticos, como en otros tipos de vertederos de residuos no peligrosos.

Numerosos autores han estudiado la lixiviabilidad de los componentes peligrosos de los RCD en los últimos años. Uno de los componentes de los RCD que más problemas ocasionan en cuanto a la generación de lixiviado es la madera, en concreto la madera tratada y pintada. Los tratamientos de la madera están ocasionando la liberación de metales pesados al lixiviado, en concreto arsénico (As), cobre (Cu) y cromo (Cr). Además, también se libera al lixiviado plomo (Pb) procedente de las pinturas con base de Pb de las maderas.

Los ensayos de laboratorio publicados sobre este tipo de residuos son muy importantes a la hora de conocer en detalle los procesos que se dan en este tipo de vertederos. Sin embargo es esencial obtener datos en vertederos para poder extrapolar los resultados de laboratorio a escala real.

Los datos de campo demuestran que las observaciones experimentales no se pueden extrapolar a la realidad ya que en estos ambientes se producen interacciones entre procesos que no se pueden reproducir en el laboratorio. Por el contrario, se han publicado muy pocos datos sobre vertederos que reciben RCD, probablemente por su reciente aparición asociada a las plantas de recuperación de RCD. Existen informes sobre vertederos de RCD con o sin plantas de reciclaje previas que profundizan en la caracterización de la calidad del lixiviado o cuantifican el sulfuro de hidrógeno (SH_2) generado como el principal responsable de problemas de olor, uno de los principales conflictos de este tipo de instalaciones.

En estos estudios se señala el gran contenido en sulfatos y sólidos totales disueltos (STD) en el lixiviado provenientes fundamentalmente de la descomposición del yeso (el calcio (Ca) y el sulfato son los iones más abundantes en este tipo de lixiviado). Además presenta elevadas concentraciones de metales pesados, que en muchos casos, como en el caso del cadmio (Cd) y el Pb podrían generar serios daños a la salud humana y al medio ambiente.

Un problema importante en los vertederos de RCD resulta del depósito de yeso. Debido a la reducción biológica del sulfato proveniente del yeso, en los vertederos de RCD se genera una variedad de compuestos reducidos del azufre (principalmente SH_2), causando problemas de olores y en algunas ocasiones posibles problemas de salud. Hasta el momento de este tipo de vertederos se han publicado datos de la composición de biogás en el ambiente y en la interfase residuo-cobertura aunque la mayoría de los estudios publicados se dedican a buscar diferentes tipos de cobertura para atenuar las emisiones de este tipo de compuestos a la atmósfera.

Todos estos estudios, al igual de los publicados sobre lixiviado de vertederos de RCD, se han desarrollado en vertederos americanos. Por eso se necesita más información sobre las emisiones provocadas por este tipo de instalaciones en otras zonas en las que no sólo la zona es diferente sino que también pueden ser diferentes las características del residuo.

Por otro lado, en los últimos años la explotación de vertederos se está convirtiendo en una labor cada vez más tecnificada. Lo que en un origen se limitaba a la descarga de basuras en el lugar elegido hoy en día implica seguir un plan de explotación diseñado previamente, teniendo en cuenta la protección

del entorno frente a potenciales impactos de la instalación y el uso futuro de los terrenos.

Últimamente se plantean además, para mejorar el aprovechamiento energético, reducir el período de vigilancia postclausura y en búsqueda de instalaciones “sostenibles”, operaciones que aceleran la estabilización del residuo (aireación, inyección de líquidos) que hacen de los vertederos auténticos biorreactores para el tratamiento de residuos. Para controlar estas operaciones ya no es suficiente con un análisis básico del lixiviado y del biogás generados y de la estabilidad geotécnica global. Hace falta conocer más detalladamente los fenómenos que ocurren en el seno del vertedero, y por ello surgen nuevas técnicas y protocolos basados en la instrumentación del interior del vertedero.

Los principales impactos potenciales de un vertedero sobre el medio se derivan del paso de líquidos a través de los materiales. Un alto contenido de humedad en el residuo favorece la descomposición biológica de la materia orgánica, que modifica sus propiedades y genera gases y sustancias disueltas que pueden llegar a contaminar cursos de agua superficial o subterránea, terrenos circundantes y/o la atmósfera. La estabilidad geotécnica puede verse comprometida al saturarse el residuo. Por otro lado muchos de los procesos de degradación biológica que se dan en el vertedero son exotérmicos y provocan un aumento de temperatura en la masa de residuos que, según las condiciones ambientales, puede generar incendios. Todos estos efectos se controlarán de manera más adecuada si se conoce la cantidad de agua presente en el vertedero, cómo se mueve a través del mismo, la cantidad y composición del lixiviado y gases generados, los asentamientos y la temperatura de la masa de residuos.

Cuando se trata de evaluar la estabilidad (química y biológica) del residuo y su potencial degradabilidad en el futuro también es importante conocer distintas series sobre diferentes zonas, pues unas partes, donde haya ido llegando el agua por trayectorias preferenciales, pueden haber sido prácticamente degradadas mientras que en otras la materia se conserva inalterada. Otro ejemplo de la necesidad de mayor detalle es en la búsqueda de entradas o salidas de líquido en el vaso de vertido: un recuento del lixiviado recogido puede informar sobre posibles desequilibrios en el balance hidrológico, pero no sobre la localización de los posibles problemas.

Por otra parte, los modelos de simulación pueden constituir una herramienta útil para el estudio, diseño, manejo, diagnóstico y control de vertederos y para

extrapolar observaciones en alguna instalación a otras similares. Por eso, estos últimos años la comunidad científica ha realizado numerosos esfuerzos para desarrollar herramientas de simulación de vertederos.

1.2. Objetivos

En este trabajo de investigación se toma como referencia un caso modélico de campo. Mediante su estudio y análisis detallado se persiguen los siguientes objetivos:

- Evaluar el potencial contaminante de los vertederos de RCD actuales mediante:
 - El análisis de la composición del residuo vertido.
 - La caracterización del lixiviado originado a lo largo del tiempo.
 - La caracterización del biogás generado a lo largo del tiempo.
- Evaluar la utilidad de la instrumentación para seguimiento y control de vertederos y su aplicación a este campo.
- Modelizar los procesos hidrológicos y de biodegradación en este tipo de vertederos.

1.3. Referencias

Gobierno de España, (2008). Real Decreto 105/2008 de 1 de Febrero, por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición.

MMAMRM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) (2010). El medioambiente y el medio rural y marino en España 2010. Madrid, España.

Rodríguez-Robles D., García-González J., Juan-Valdés A., Morán-del Pozo M. y Guerra-Romero I. (2015) Overview regarding construction and demolition waste in Spain. *Environmental Technology*, 36, 3060-3070.

Capítulo 2

ANTECEDENTES

2.1. Introducción

Los residuos provenientes de la industria de la construcción y reformas tienen componentes y características diferentes a los residuos urbanos en general. Hoy en día este tipo de residuos se vierten en vertederos distintos a los residuos sólidos urbanos (RSU) y en general se suponen no perjudiciales para la salud y el medio ambiente.

Históricamente los RCD se han considerado inertes, sin materiales putrescibles como los de los vertederos de RSU. Sin embargo, numerosos estudios han demostrado que los RCD sufren procesos de actividad biológica que incrementan significativamente las concentraciones de contaminantes en el lixiviado y el biogás (Jang y Townsend, 2003).

En este apartado se recoge la información publicada con respecto a la composición de los RCD y las características y principales contaminantes originados por este tipo de residuos, tanto en lixiviado como en emisiones gaseosas producidas por los vertederos.

Además se presenta el estado de las diferentes técnicas probadas y en desarrollo para el seguimiento de las variables de interés en el control de vertederos. Este es el caso de la altura de la lámina de agua acumulada sobre el fondo, la temperatura de la masa de residuo en distintos puntos, la distribución de la humedad en el vertedero, el control de asentamientos en distintas zonas y la obtención de muestras líquidas y/o sólidas de distintos puntos dentro del material vertido.

Por último se ha revisado el estado del arte de herramientas de simulación de vertederos para conocer la evolución de los residuos en determinadas condiciones a lo largo del tiempo. En primer lugar se revisan los modelos hidrológicos, de degradación, de producción de biogás y de asentamientos. En segundo lugar los modelos integrales, que abarcan varios modelos interrelacionados. Y por último la herramienta de simulación MODUELO, la que se ha seleccionado para su aplicación en el caso estudiado.

2.2. Caracterización del residuo

Los rechazos de las plantas de recuperación de RCD constituyen un caso particular de residuos de RCD. Difieren del RCD original principalmente en el tamaño de partículas y la proporción de los materiales que lo componen ya que los materiales reciclables se aprovechan.

Dependiendo del tipo de residuo (si es de construcción o de demolición, si proviene de edificios, o carreteras, o puentes, etc.), la materia orgánica (madera, papel y cartón y otros) puede ser una fracción significativa entre estos rechazos y, como consecuencia, los procesos de degradación pueden llegar a ser relevantes cuando este tipo de residuos es vertido. La contaminación orgánica en lixiviado y biogás puede ser tan problemática como en otro tipo de vertederos de residuos no peligrosos.

Apenas se han publicado datos sobre vertederos que reciben rechazos de RCD, probablemente por su reciente aparición asociados a plantas de recuperación de este tipo de residuos. Los estudios publicados sobre vertederos de RCD con o sin planta de recuperación asociada, se centran, bien en caracterizar la calidad del lixiviado que estos residuos pueden producir o bien en cuantificar el sulfhídrico producido, como principal responsable de los problemas de olores, que es uno de los mayores impactos sociales de estas instalaciones.

La US EPA (1995) publicó un análisis exhaustivo sobre los potenciales impactos de los vertederos de RCD, incluyendo las características de los residuos de 21 vertederos existentes. En este estudio se identificaron como componentes principales la madera, asfalto, pladur (yeso) y los escombros (como el hormigón o los ladrillos). Otros componentes significativos en este tipo de residuos son los metales, el plástico, suelo, tejas y materiales aislantes. En este análisis de los componentes de RCD se especifica que en general la madera supone entre un cuarto y un tercio de este tipo de residuos.

Además de los componentes citados anteriormente, una pequeña fracción de los RCD contienen gran variedad de distintos materiales que pueden ser peligrosos como lámparas de vapor de mercurio, pinturas con base de Pb, contenedores de disolventes o maderas tratadas (Weber *et al.*, 2002).

Actualmente uno de los principales puntos de interés en este tipo de residuos para planificar adecuadamente su gestión es la estimación de la generación de

RCD y su composición mediante diferentes metodologías, resumidas por ejemplo, en Martínez Lage *et al.* (2010) y Villoria Sáez *et al.* (2012).

Otro punto importante en la investigación en este área es la gestión ambiental de este tipo de residuos en diferentes partes del mundo. En Kartam *et al.* (2004) se presenta la gestión que se hace en Kuwait. Weisleder y Nasser (2006) describen la gestión llevada a cabo en Alemania o Yeheyis *et al.* (2013) en Canadá. La gestión ambiental de RCD en diferentes partes de España también se ha recogido en varias publicaciones, como por ejemplo en Mañá i Reixach *et al.* (2000) en Cataluña, Pascual y Cladera (2004) en Mallorca, Rodríguez *et al.* (2007) en Madrid y Mañueco *et al.* (2010) en Cantabria. En Marrero *et al.* (2011) se detalla un procedimiento simplificado para cumplir con la legislación española vigente.

2.3. Caracterización del lixiviado en vertederos de RCD

La US EPA (1995) publicó un análisis exhaustivo sobre las características del lixiviado de 21 vertederos existentes. Se analizaron 305 parámetros de los que se detectaron (al menos una vez) 93, los otros 212, la mayoría orgánicos, no se detectaron nunca. Los parámetros inorgánicos más problemáticos encontrados en este tipo de lixiviado fueron As, Cd, Cr, cianuro, hierro (Fe), Pb y níquel (Ni). Mientras que de los parámetros convencionales los más problemáticos fueron cloruros, fluoruros, Mn, nitratos, sulfatos y STD.

Melendez (1996) recopiló y comparó las características del lixiviado recogido en diferentes vertederos de RCD. Los parámetros identificados como problemáticos en la revisión bibliográfica de este estudio fueron el 1,2-Dicloroetanol, y el cloruro de metileno como compuestos orgánicos, el As, el bario Ba, el Cd, Cr, Pb, mercurio (Hg) y zinc (Zn) como metales pesados y el boro (B), cloruros, cianuro, Fe, manganeso (Mn), nitratos, nitritos, pH, sodio (Na), sulfatos y STD como parámetros convencionales. Según los resultados del análisis estadístico de este estudio los parámetros que pueden presentar riesgo para la salud humana y el medio ambiente en el lixiviado de RCD por sobrepasar los estándares de calidad primarios para aguas subterráneas son el Methylene Chloride, el 1,2-Dicloroetanol, el Cd y el Pb. Los que sobrepasan los estándares secundarios son Fe, Mn, STD y sulfatos.

Townsend *et al.* (1999), por su parte, estudiaron en lisímetros de columna el lixiviado generado por distintos componentes de RCD, y el generado por RCD en condiciones de saturación y no saturación.

En el estudio de la lixiviabilidad de distintos componentes del RCD se concluyó que el hormigón es el que mayor pH genera y que aporta grandes cantidades de Ca y carbonato (alcalinidad). Por otra parte el cartón es el que mayor aporte de carbono orgánico genera, seguido de la madera, mientras que el yeso es el que libera mayor contenido en STD.

En el ensayo de las columnas en distintas condiciones de saturación se observó que la columna saturada mantuvo un pH en torno a 11 durante todo el experimento y que tuvo un mayor contenido de STD que la no saturada, siendo los sulfatos y el Ca los que más contribuyeron a estos sólidos. Las columnas saturadas mantuvieron un color amarillo pálido durante todo el experimento

mientras que en las no saturadas el lixiviado pasó del amarillo a un color negro turbio junto con un fuerte olor a SH_2 .

Se concluyó que el contenido en STD y en particular la concentración de sulfato pueden ser un problema en algunos vertederos de RCD. Que el pH del lixiviado de vertederos de RCD está controlado en gran parte por la presencia de hormigón, en especial en ambientes saturados. En ambientes no saturados las reacciones biológicas pueden ocurrir activamente generando una disminución del pH y produciendo SH_2 (resultante de la conversión biológica del sulfato de las paredes de escayola). El lixiviado de RCD también contiene materia orgánica procedente de la lixiviación de compuestos orgánicos de alto peso molecular y de la descomposición de residuos orgánicos como la madera, el cartón, residuos vegetales o el papel.

Por otro lado Weber *et al.* (2002) estudiaron el lixiviado generado en cuatro celdas de control construidas en un vertedero de RCD. En estos estudios se destaca el alto contenido en sulfatos y en STD encontrados en el lixiviado generado en estos vertederos, ambos provenientes fundamentalmente de la descomposición de las paredes de escayola (los iones predominantes en el lixiviado son el Ca y el sulfato). Además este tipo de lixiviado también presenta altas concentraciones de metales pesados, que en algunos casos, como el Cd y el Pb podrían causar grandes daños a salud humana y al medio ambiente (Melendez, 1996).

Roussat *et al.* (2008) realizaron un ensayo para determinar la lixiviabilidad de distintos residuos peligrosos que se pueden encontrar mezclados con RCD como pinturas con base de Pb, lámparas fluorescentes que contienen Hg o asbestos.

Sin embargo, uno de los componentes más problemáticos en cuanto a su lixiviación es la madera, en concreto la madera tratada y las maderas pintadas. En los últimos años diversos autores han estudiado este problema. Jambeck (2004) realizó un ensayo con lisímetros para estudiar la lixiviabilidad de las maderas tratadas con arseniato de cobre cromatado (CCA) como único elemento y en contacto RSU o RCD. Los resultados obtenidos para el As se muestran en Khan *et al.* (2006) y los obtenidos del ensayo con RCD aparecen en Jambeck *et al.* (2008).

El trabajo de Khan *et al.* (2006) trata de estudiar la lixiviación del As en vertederos que contienen maderas tratadas con CCA. Para ello se controlaron seis lisímetros; dos estaban rellenos únicamente de madera, dos simulaban

vertederos de RCD y los otros dos simulaban vertederos de RSU. De cada par de lisímetros, uno tenía madera no tratada y el otro madera tratada con CCA. Los resultados demostraron que las concentraciones más altas de As se daban en los lisímetros que contenían maderas tratadas con CCA y que de los ambientes estudiados se lixiviaba más As en el lisímetro que simulaba el vertedero de los RCD que en el de RSU.

Por otra parte Jambeck *et al.* (2008) estudiaron el comportamiento de dos lisímetros que contenían RCD con un 10% de madera en su composición. En uno se puso madera no tratada y en el otro madera tratada con CCA. Obtuvieron concentraciones de Cu reducidas en ambos lisímetros mientras que en el caso del As y del Cr las concentraciones fueron significativamente mayores en el lisímetro que contenía madera tratada que en el de no tratada. Esto indica que el verter madera tratada con CCA entre los RCD puede alterar la calidad del lixiviado e incluso podría afectar a los acuíferos en vertederos no impermeabilizados.

Dubey *et al.* (2009) realizaron una comparación de la lixiviableidad de las maderas tratadas con CCA y las maderas tratadas con cuaternario de cobre alcalino (ACQ) en lisímetros con RCD. En este estudio se evaluó la lixiviableidad de metales provenientes de estos dos tipos de madera tratada. El Cu lixiviado no supone un problema ya que precipita como sulfuro de cobre en las condiciones reductoras que se dan en este tipo de vertederos y las concentraciones en el lixiviado son pequeñas. Por otra parte la lixiviableidad del As y el Cr sí suponen un problema en el caso de las maderas tratadas con CCA, mientras que en el caso del lixiviado proveniente de las maderas tratadas con ACQ las concentraciones más altas fueron de B.

Por otro lado Wadanambi *et al.* (2008) estudiaron la lixiviableidad del Pb procedente de pintura con base de Pb en ambientes de vertederos de RSU y de RCD y la influencia del pH del lixiviado en su liberación al medio. No registró diferencias significativas en la lixiviableidad del Pb en los dos tipos de lixiviado. Sin embargo si se evidenció la influencia del pH en la liberación del Pb al medio. A pH bajos y mayores que 12 la lixiviableidad es muy alta, mientras que a pH neutros o ligeramente alcalinos el Pb forma compuestos con sulfatos, carbonatos o hidróxidos y precipita.

Otro campo de trabajo importante son los estudios realizados sobre distintos componentes de RCD para ser reutilizados como madera o áridos procedentes de la recuperación de RCD. Estos áridos además de suelo también contienen

otros materiales residuales, como pequeñas piezas de madera, hormigón, ladrillos, asfalto, yeso, papel y plástico (Townsend *et al.*, 2004).

Delay *et al.* (2007) realizaron tests de lixiviación para determinar la liberación de contaminantes inorgánicos en residuos de demolición.

A su vez Jang y Townsend (2001) estudiaron el comportamiento de los áridos recuperados de RCD en cuanto a lixiviación de sulfatos y STD. Como resultados más destacados obtuvieron que el contenido medio de yeso en áridos procedentes de la recuperación de RCD es del 5% y que los principales iones contribuyentes a los STD son el Ca y el sulfato, ambos provenientes del yeso.

En esta línea Musson *et al.* (2008) desarrollaron un método para conocer el contenido de yeso de los áridos utilizados como cobertura o como material de relleno en vertederos. Consideran importante poner una limitación a la entrada al vertedero de este tipo de materiales con alto contenido en yeso, para evitar problemas de olores.

Por otro lado Townsend *et al.* (2004) estudiaron la lixivabilidad de metales pesados en los áridos reciclados provenientes de RCD. Este tipo de materiales puede tener diferentes fuentes de metales pesados. El propio mineral componente del árido puede tener metales, también pueden proceder de pequeñas piezas de materiales de construcción peligrosos (por ejemplo maderas tratadas o pintadas) que contengan los áridos reciclados o de parte de materiales peligrosos que no se retiraron antes de realizar la demolición y que se mezclan con el RCD antes del reciclaje (por ejemplo baterías o lámparas fluorescentes).

Además, también se está estudiando la influencia de las maderas tratadas con CCA en la composición del mulch y la posible lixivabilidad del As, Cr y Cu al terreno (Mercer y Frostick, 2012; Townsend *et al.*, 2003).

Qiang *et al.* (2015) estudiaron el efecto del tamaño del lisímetro utilizado en las propiedades del lixiviado generado por RCD.

2.4. Emisiones en vertederos de RCD

Otro problema importante en vertederos de RCD se deriva de la cantidad de yeso depositada. Como consecuencia de la reducción biológica del sulfato procedente del yeso en los vertederos de RCD se generan una variedad de componentes reducidos del sulfuro (principalmente SH_2), causando problemas de olor en la mayoría de los casos y posibles complicaciones de salud (Xu y Townsend, 2014; Eun *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2006; Reinhart *et al.*, 2004).

La cantidad de SH_2 generado por las bacterias sulfato-reductoras depende del contenido de materia orgánica que haya a su disposición (en el caso de los vertederos de RCD proviene del papel, del cartón y de la madera principalmente), del oxígeno disuelto (OD) presente en la solución lixiviada, de la temperatura y del pH (Jambeck *et al.*, 2008).

Hao *et al.* (1996) hicieron una recopilación del funcionamiento y los problemas de las bacterias sulfato-reductoras. La actividad de este tipo de bacterias está muy influenciada por el pH y la temperatura. El pH de la solución presente en el vertedero influye en la generación de SH_2 ya que con valores por debajo de 5,5 y por encima de 9 normalmente las bacterias sulfato-reductoras se inhiben. Por otra parte el rango óptimo de temperatura para la mayoría de estas bacterias está entre 28 y 32°C, si la temperatura es mayor de 45°C la mayoría de estas bacterias moriría rápidamente.

La influencia del pH se ha comprobado en diversos estudios (Yang *et al.*, 2006; Plaza *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2010a; He *et al.*, 2012). En general está relacionada con la presencia de hormigón (que hace que suba el pH) y la presencia de materia orgánica (en su descomposición los ácidos orgánicos disminuyen el pH de la solución lixiviada) (Yang *et al.*, 2006).

Para caracterizar el problema de la emisión de SH_2 , Lee *et al.* (2006), publicaron el análisis del biogás producido en diez vertederos de RCD con muestras tomadas del interior del vertedero, de la interfase entre residuo y cobertura y del ambiente. Eun *et al.* (2007) también estudiaron la emisión de SH_2 en 5 vertederos de RCD de Florida. En cada vertedero se tomó una muestra mediante cámara de flujo en 20 puntos diferentes para poder caracterizar la variación espacial de las emisiones.

Los estudios más recientes se han centrado en encontrar materiales de cobertura que atenúen la emisión de estos compuestos.

Plaza *et al.* (2007) utilizaron cinco tipos diferentes de material de cobertura (arena, arena con limos, arcilla, hormigón triturado y hormigón grueso) en 12 reactores a escala laboratorio, siendo la arena con limos y el hormigón triturado los más efectivos en la eliminación de SH_2 .

Xu *et al.* (2010a) investigaron el comportamiento de arena, compost, hormigón triturado, arena con hidróxido de calcio (1-3%) y arena con carbonato cálcico (10%) como material de cobertura, obteniendo emisión únicamente en el reactor con cobertura de arena.

Xu *et al.* (2010b) realizaron un estudio comparando la cantidad de SH_2 eliminado utilizando como cobertura la misma cantidad de arena y acero procedente de neumáticos fuera de uso (NFU) en dos reactores diferentes. La eliminación en el reactor del acero de los NFU fue del 99% en una hora, mientras que en el de arena la eliminación fue de alrededor del 50% del SH_2 inicial.

Sungthong y Reinhart (2011) evaluaron la relación coste-beneficio de cuatro tipos de materiales de cobertura; el nitrato amónico que se utiliza como fertilizante, cal hidratada, hormigón triturado y compost, siendo este el orden de efectividad que obtuvieron.

Xu y Townsend (2014) estudiaron las emisiones de un vertedero durante 10 meses para conocer la influencia estacional y diaria en las emisiones de SH_2 . Además, hicieron unos ensayos de laboratorio para conocer los efectos de la concentración de SH_2 y el contenido de humedad del suelo en las emisiones de SH_2 . Concluyeron que las emisiones de SH_2 no son constantes, varían con el tiempo, y que generalmente son menores durante la mañana y más altas durante la tarde. Así mismo los resultados indicaron que la humedad del suelo juega un papel importante en las emisiones bien por el retardo que ocasiona en la difusión del SH_2 por la cobertura, bien porque se disuelve en el agua del suelo. Por último, otro hallazgo importante de este estudio fue que la emisión de SH_2 no necesariamente ocasiona problemas de olor, ya que la concentración de SH_2 en el ambiente depende también de la dispersión del SH_2 en la atmósfera.

Zhang *et al.* (2014) trabajaron con tres lisímetros para conocer la influencia de la humedad y la aireación en la calidad del lixiviado generado y en la producción de SH_2 en vertederos de RCD maduros. El aumento de humedad no aumenta los niveles de SH_2 a largo plazo, pero se observó un incremento de la concentración de SH_2 cuando se introdujeron condiciones aeróbicas mediante aireación.

2.5. Instrumentación en vertederos

Además de los parámetros descritos en los puntos anteriores, para controlar un vertedero con más detalle es interesante conocer la temperatura en diferentes puntos, la humedad de la masa de residuos, la altura del lixiviado sobre la lámina de impermeabilización, el asentamiento que se produce en diferentes puntos del vertedero y poder tomar muestras en varios puntos dentro de la masa de residuos. La intensidad, el número de variables y los puntos de seguimiento dependen de lo sencilla o complicada que sea la explotación, la sensibilidad del medio y la heterogeneidad del residuo vertido.

En los últimos años, fundamentalmente a partir de la necesidad de controlar adecuadamente las operaciones de explotación de vertederos como biorreactores sin alterar el vertedero (por extracción de muestras), se están adoptando y desarrollando técnicas de seguimiento continuo de distintas variables (humedad, temperatura,...) a partir de experiencias en otros campos (ingeniería civil, agronomía,...), e incluso desarrollando nuevas opciones. Como su aplicación en este campo es relativamente reciente muchas de ellas se encuentran todavía en fase de investigación, desarrollo y/o contraste.

Algunas características específicas de los vertederos de residuos urbanos dificultan especialmente la aplicación de métodos ya contrastados en otras circunstancias. La heterogeneidad del residuo, por un lado, hace que las medidas en distintas localizaciones de la masa vertida deban ser intensivas para llegar a obtener una representación aproximada de lo que ocurre en todo el volumen. Por otra parte las condiciones son especialmente desfavorables para la conservación de los instrumentos de medida, pues por un lado el vertedero es una obra civil en continua construcción y los instrumentos que han de quedar inmersos en el residuo (y sus cables de conexión o conducciones auxiliares) estarán continuamente sometidos al paso de la maquinaria de compactación y trituración del residuo, y por otro el ambiente puede ser muy agresivo (altas temperaturas, bajos pH,...). Por estos motivos se debe prestar atención no sólo al tipo de instrumento a instalar, sino también a los materiales empleados y a su colocación *in situ*.

La instalación de instrumentos dentro de vertederos ha ido desarrollándose a partir de la proliferación de vertederos gestionados como biorreactores, primero en Estados Unidos, y después en otros países como Alemania, Australia, Canadá, Holanda, etc. (Simard *et al.*, 2003; Yuen *et al.*, 2000; Reinhart, 2002;

Grellier *et al.*, 2005; Zhao *et al.*, 2008; Hettiarachchi *et al.*, 2013; Oonk *et al.*, 2013; Jain *et al.*, 2014).

2.5.1. Temperatura

El seguimiento continuo de la temperatura en el interior del vertedero permite detectar situaciones de posible generación de incendios por autocombustión (aumento excesivo de la temperatura) y controlar la posibilidad de daño a las láminas de impermeabilización (los materiales sintéticos tienden a perder consistencia a elevadas temperaturas (Reinhart, 2002)). Por otra parte, en una serie temporal de medidas, las variaciones pueden indicar el paso o la llegada de agua o gas y, al estar directamente relacionada con las reacciones biológicas, también la activación o desactivación de la actividad microbiana (Zhao *et al.*, 2003).

Aunque las temperaturas óptimas de los procesos degradativos rondan los 40°C, en vertederos es habitual registrar valores por encima de los 50°C como consecuencia de las reacciones exotérmicas. Temperaturas muy por debajo indicarían un descenso de la actividad biológica.

La temperatura es uno de los parámetros cuya medida en continuo es más sencilla y barata (Reinhart, 2002). En vertederos de residuos urbanos se han empleado termopares, termistores (también llamados termorresistencias), sensores de fibra óptica y piezómetros de cuerda vibrante (Fleming *et al.*, 1999; Barone *et al.*, 2000).

Termopares

Son circuitos formados por hilos de dos metales diferentes conectados en sus extremos. Si las conexiones se encuentran a temperaturas diferentes se genera una diferencia de potencial proporcional a la diferencia de temperaturas, que provoca una corriente continua en los conductores. No mide por tanto temperaturas absolutas, sino diferencias de temperatura entre los extremos. Existen distintos tipos de termopares con distinto rango de medida según la composición de los conductores y su sección. Los más empleados en vertederos son los tipo J, apropiados para ambientes anaerobios. Estos instrumentos son relativamente baratos y resistentes a las condiciones del vertedero, pero poco precisos (Reinhart, 2002).

Hanson *et al.* (2010) analizan los resultados de medida de temperatura de cuatro vertederos situados en zonas climáticas diferentes utilizando termopares. También se han utilizado estos instrumentos para el control de temperaturas en Yeşiller y Hanson (2003), Yeşiller *et al.* (2005), Koerner y Koerner (2006), Yeşiller *et al.* (2011), Hettiarachchi *et al.* (2013) y Jain *et al.* (2014).

Termistores

Están constituidos por materiales semiconductores cuya resistencia eléctrica varía en función de la temperatura. En cada medida ha de aplicarse una pequeña corriente eléctrica que permite registrar la resistencia en el punto de interés. En vertederos los más habitualmente empleados son los PT (Positive Temperature Coefficient: la resistencia aumenta al incrementarse la temperatura). Al ser más sensibles a la temperatura que los termopares su precisión es mayor, pero el rango de medida es más reducido y el tiempo de respuesta mayor.

Este tipo de sensores se han utilizado en un biorreactor situado en el vertedero Sainte-Sophie, en Quebec (Canadá). Se colocaron en la lámina de impermeabilización para conocer la temperatura del lixiviado acumulado en el fondo y dentro de la masa de residuos para conocer la temperatura a diferentes alturas del biorreactor (Simard *et al.*, 2003; Bonany *et al.*, 2013; Megalla, 2015).

También se han utilizado en EEUU, en el Northern Oaks Recycling and Disposal Facility de Harrison (Zhao *et al.*, 2008) y en el Yolo County Central Landfill de Woodland (Jung *et al.*, 2012).

Sensores de fibra óptica

El método de medida de temperaturas mediante fibra óptica más complejo pero a la vez más extendido se basa en la dispersión Raman (Ettala *et al.*, 2003). El sistema instrumental consiste en cables de fibra óptica multimodo que se distribuyen en el vertedero como elemento sensor y un equipo de medida de la temperatura para toma y procesamiento de datos. El equipo emite un pulso corto de láser que produce vibraciones moleculares dependientes de la temperatura en cada punto. Estas vibraciones generan reflexiones locales a lo largo de la longitud del cable cuyo punto de procedencia puede identificarse midiendo la señal óptica recibida a distintos intervalos de tiempo tras la emisión del pulso y relacionándola con la velocidad de la luz. Analizando la potencia de la dispersión Raman en función del tiempo se obtiene la temperatura en distintos puntos del

cable. Un sistema estándar alcanza resoluciones espaciales de 0,3 a 1,0 m, con precisiones de $\pm 0,25^{\circ}\text{C}$, con períodos de medida del orden del minuto para varios kilómetros de cable. Las principales ventajas de estos métodos son su fácil instalación, en cualquier posición y a grandes distancias del punto de toma de datos sin necesidad de amplificación, y la capacidad de medir en una malla bastante densa sin necesidad de introducir más que un cable.

En el vertedero de Ämmässuo de Helsinki (Finlandia) se colocaron varios cables de fibra óptica para controlar la temperatura del vertedero a diferentes profundidades en un mismo punto (Ettala *et al.*, 2003).

En resumen, la medida de la temperatura en distintos puntos del residuo puede realizarse en localizaciones puntuales mediante termistores o termopares y a lo largo de una red mediante fibra óptica. Entre los primeros son preferibles los termistores. Frente a éstos, un sistema de fibra óptica permite aumentar el número de puntos de medida (que puede interesar, dada la heterogeneidad del sistema) sin complicar la instalación, pero a base de un aumento en el coste de inversión (que puede verse compensado si la densidad de puntos de control es elevada).

2.5.2. Humedad

La humedad en los distintos puntos del vertedero condiciona la velocidad de degradación del residuo (Reinhart, 2002) e informa sobre la distribución del agua en la masa. Por otro lado cambios del contenido de humedad en distintas zonas pueden informar también sobre irregularidades en los sistemas de evacuación y contención del lixiviado.

La medida de la distribución del agua en la masa de residuos es un asunto por resolver. Dada su importancia en la caracterización del estado del vertedero y los fenómenos que en él se producen, en los últimos años se ha tratado de poner a punto distintos métodos, sin haberse alcanzado todavía la solución óptima.

Las técnicas que se han probado hasta ahora (analizadas en profundidad en Gawande *et al.* (2003) e Imhoff *et al.* (2007)) son las sondas de reflectometría en el dominio del tiempo (TDR) (analizadas por Li y Li (2011)), las de transistometría en el dominio del tiempo (TDT), las capacitivas, las de resistencia eléctrica, de neutrones, tomografía de resistividad eléctrica (ERT), trazadores gaseosos y sensores de fibra óptica.

Las cuatro primeras técnicas son más sencillas y económicas y permiten el registro automático de datos. Sin embargo se basan en la observación de las condiciones en un entorno muy próximo al elemento sensor, de manera que la alteración del residuo y la posible creación de caminos preferenciales durante la instalación del mismo pueden hacer que las medidas obtenidas no sean en absoluto representativas de las condiciones reales del residuo vertido en el resto del volumen. Además las variables observadas en esos casos para determinar la humedad son sensibles a la salinidad, contenido de metales del líquido y la temperatura: el ambiente puede variar dentro del vertedero y, sin embargo, no es posible recalibrar los sensores, pues quedan enterrados. Por eso se trabaja en el desarrollo de otros métodos como complemento o sustitución.

Reflectometría en el dominio del tiempo (TDR)

Junto con la TDT y las sondas capacitivas, la técnica de medida por TDR se basa en la relación entre la permitividad relativa de la matriz del residuo y su contenido de humedad. La constante dieléctrica del agua tiene un valor muy elevado frente al de la mayoría de materiales (78,5 a 298°K frente a valores entre 2 y 4 que puede tener un suelo), lo que provoca que pequeños cambios en la humedad se traduzcan en grandes cambios en la constante dieléctrica del conjunto residuo-humedad.

Para obtener la medida en este caso se envía una onda electromagnética a través del medio poroso y se registra el tiempo de regreso al punto de emisión, que se relaciona con la constante dieléctrica del medio (Gawande *et al.*, 2003).

El uso de sensores TDR en vertederos tuvo su origen en EEUU, en Tucson (Arizona), donde se estudió la relación entre la humedad de 19 muestras con la constante dieléctrica medida (Masbruch y Ferré, 2003). En el estudio observaron que, debido a la heterogeneidad del residuo, se necesitan muchas muestras para establecer de forma precisa la relación entre la constante dieléctrica del residuo y su humedad. Posteriormente se han instalado este tipo de sondas en distintos vertederos (Bourque, 2003; Gawande *et al.*, 2003; Zhao *et al.*, 2003; Zhao *et al.*, 2008).

Actualmente se sigue investigando a escala laboratorio la respuesta de esta técnica a variaciones de humedad (Benbelkacem *et al.*, 2009) y su aplicación en campo (Hettiarachchi *et al.*, 2013; Jain *et al.*, 2014) incluso comparándolo con otras técnicas como en el caso de Jonnalagadda *et al.* (2010) que la compara

con las sondas de resistencia eléctrica o Staub *et al.* (2010) que las compara con las sondas de neutrones.

Transistometría en el dominio del tiempo (TDT)

Basada en el mismo principio que la TDR, en esta técnica se registra el tiempo de llegada de la onda electromagnética a otro punto donde se sitúa el receptor, en lugar del tiempo de reflexión de la señal (Reinhart, 2002).

El sistema es más sencillo y barato que el anterior, pero requiere una conexión eléctrica en los dos extremos del cable, haciendo precisa mayor longitud de cableado, con el consiguiente aumento de coste y dificultad en las labores de explotación del vertedero.

Masbruch y Ferré (2003) estudiaron la calibración de las sondas TDT para la medida del contenido de humedad en RSU. Concluyeron que se cometían errores considerables al usar una calibración basada en una sola muestra de residuo.

Sondas capacitivas

La sonda está compuesta por dos electrodos separados por un material dieléctrico. Para su aplicación en campo los sensores se instalan en tubos de acceso de plástico colocados previamente con cuidado de minimizar los huecos entre ambos así como entre los tubos y el residuo, pues la presencia de gases altera la medida.

Fuchs *et al.* (2008) describe las características de un sensor de este tipo y expone los resultados de la medida de humedad en RSU a escala laboratorio.

Resistencia eléctrica

Puesto que la resistencia es inversamente proporcional a la conductividad eléctrica, puede relacionarse con el contenido de humedad del medio. Los sensores de resistencia eléctrica están compuestos por dos electrodos inmersos en un medio poroso. El agua se mueve entre el medio y el residuo hasta alcanzar el equilibrio hidráulico. El potencial eléctrico registrado al hacer pasar una corriente eléctrica entre los electrodos se relaciona con el contenido de humedad (Gawande *et al.*, 2003).

Existen distintos tipos de sensor en función del tipo de material poroso en que quedan embebidos los electrodos, que condiciona el equilibrio hidráulico con el residuo. En vertederos se han utilizado sensores de bloque de yeso y sensores de matriz granular, en los que el bloque de yeso en que quedan embebidos los electrodos (para reducir la influencia de la salinidad en la medida) está rodeado de una “sección de transmisión” formada por arena de granulometría gradada.

Uno de los inconvenientes de los sensores actuales es que el bloque de yeso se deteriora bajo condiciones de pH extremas, lo que reduce su vida útil a un período de 1 a 5 años, dependiendo del ambiente externo (Gawande *et al.*, 2003). Además en ambos tipos las medidas se ven alteradas en cada ciclo de humectación y secado (sufren histéresis) (Reinhart, 2002) y cada sensor necesita una curva de calibración específica. La existencia de poros de aire, la variación en la densidad del residuo y, como en los casos anteriores, posibles cambios en la conductividad eléctrica y la temperatura, afectan a los resultados. La calibración del sistema todavía no está resuelta ya que las calibraciones hechas con métodos de laboratorio provocan una sobre estimación del contenido de humedad (Kumar *et al.*, 2009).

Sondas de neutrones

La sonda está formada por una fuente que emite radialmente neutrones rápidos solidarios con un detector de neutrones lentos. Los neutrones rápidos chocan con los núcleos de los átomos circundantes, transfiriendo parte de la energía cinética en las colisiones con núcleos de masa semejante (los de hidrógeno). Entonces los neutrones se termalizan convirtiéndose en neutrones lentos que vuelven al detector en una proporción aproximadamente lineal con la concentración de átomos de hidrógeno, que se puede relacionar con el contenido de agua en el residuo.

El volumen de residuo caracterizado con una de estas medidas es mayor que con las sondas descritas anteriormente (el radio de influencia está entre 150 y 700 mm en suelo seco (Gardner y Klute, 1986)). Según distintas experiencias en vertederos (Yuen *et al.*, 2000) y lisímetros de laboratorio (Capelo y de Castro, 2007; Benbelkacem *et al.*, 2009; Staub *et al.*, 2010), calibrando adecuadamente la técnica se puede obtener una precisión razonable, siempre que el contenido orgánico del residuo no sea excesivo.

Una de las principales desventajas del método es el riesgo de radiación que conlleva. Por otro lado la transmisión de neutrones se ve afectada por la

densidad del medio, posibles bolsas de gas, la presencia de sustancias que contengan hidrógeno (como materia orgánica) y otros elementos como Fe, Na, cloro. Además no es posible automatizar la toma de datos, como en las técnicas anteriores.

Tomografía de resistividad eléctrica (ERT)

La tomografía de resistividad eléctrica se basa en la medida de la distribución de potencial que aparece cuando se introduce una corriente eléctrica en el medio mediante un contacto capacitivo o galvánico (Gawande *et al.*, 2003). El contacto galvánico necesita que los electrodos estén en contacto directo con el residuo, de manera que si existe una geomembrana, se deben colocar por debajo de ésta. Si el contacto es capacitivo los electrodos se pueden colocar por encima de la geomembrana.

Para realizar la tomografía se utiliza una serie de electrodos distribuidos en el espacio en una malla bi o tri-dimensional, según cuál sea el volumen a analizar, a partir de la cual se obtiene un gran número de medidas que serán posteriormente interpretadas en gabinete.

La resistividad eléctrica del residuo depende no sólo de su contenido de humedad sino también de la temperatura, contenido iónico del lixiviado, la porosidad total y efectiva. El uso de la técnica ha resultado útil para el seguimiento de los frentes de humedad en biorreactores donde se recircula lixiviado (Grellier *et al.*, 2003; Guerin *et al.*, 2004), pero falta establecer la relación cuantitativa entre los registros y el valor absoluto de la humedad. Con este objetivo y el de reducir el tiempo de adquisición de datos, se han desarrollado varios estudios experimentales (Grellier *et al.*, 2005).

Actualmente se están llevando a cabo estudios en laboratorio para estimar las variaciones diarias de humedad con esta técnica en reactores con RSU (Ling *et al.*, 2013). Además también han analizado sus resultados con otros métodos con otras como las sondas de neutrones tanto a escala laboratorio (Staub *et al.*, 2010) como en campo para controlar la inyección de lixiviado en biorreactores (Clément *et al.*, 2010 y Clément *et al.*, 2011).

Trazadores gaseosos

Para determinar la humedad por esta técnica se inyecta en el vertedero una corriente de gas con dos trazadores. Uno de los gases es inerte y no reacciona

con el agua, mientras que el otro se divide entre el agua y la fase gaseosa, moviéndose influido por su afinidad con el agua (que variará con la temperatura y la salinidad del líquido). Se han realizado experiencias con DFM (difluorometano) como gas trazador y helio como elemento conservativo. El tiempo de llegada de cada trazador al pozo de recolección (y a puntos de muestreo intermedios, en su caso) se determina mediante cromatografía (la metodología de cálculo para obtener los tiempos medios se describe detalladamente en (Gawande *et al.*, 2003). La diferencia entre los tiempos medios de transporte de cada gas permite estimar la fracción de poros ocupada por el agua.

Se trata de una técnica en desarrollo en la actualidad, que permite evaluar los contenidos medios de humedad en distintos volúmenes de residuo. El tiempo de respuesta, de varias horas, varía con el volumen a analizar (con él varía la distancia entre el pozo de inyección y el de recogida del gas).

Las medidas de humedad obtenidas con esta técnica en varios vertederos de Estados Unidos han sido muy parecidas a las medidas gravimétricas (Gawande *et al.*, 2003; Han *et al.*, 2007). Se han llevado a cabo estudios dirigidos a automatizar los muestreos y el análisis de los gases para hacer menos laborioso el ensayo (Han *et al.*, 2006).

Actualmente también se está utilizando la espectroscopía fotoacústica para analizar los trazadores. Jung *et al.* (2012) utilizaron el DFM y el hexafluoruro de azufre como gases trazadores en dos vertederos de EEUU y midieron con esta técnica.

Sensores de fibra óptica

Los sistemas sensores de fibra óptica convencionales para medida de temperaturas pueden detectar el paso de flujos de agua al registrar cambios anormales. Existe además otra técnica en desarrollo que combina la capacidad de medir temperatura con la aplicación de pulsos de calor a través de cables eléctricos que se tienden junto a la fibra óptica en el interior del vertedero. Como respuesta al pulso de calor en las distintas zonas se registra un aumento de la temperatura a lo largo del tiempo que es función de (y se puede relacionar con) la conductividad térmica (que crece con el contenido de humedad) y la velocidad del fluido locales (Ren *et al.*, 2000). El sistema debe calibrarse específicamente en cada vertedero y se ve afectado por la generación y almacenamiento de calor, de manera que tiene más utilidad para el seguimiento de los cambios de

humedad en el tiempo que para obtener valores absolutos (Kulkarni y Reddy, 2012). Hasta el momento se ha aplicado en varios vertederos finlandeses, con resultados esperanzadores (Ettala *et al.* 2003).

Los ensayos de campo han demostrado que los métodos basados en la relación entre el contenido de humedad y propiedades eléctricas o electromagnéticas en el medio (TDR, TDT, sondas capacitivas, de resistencia eléctrica y la ERT) y los sistemas de fibra óptica son útiles para detectar los frentes de avance de agua dentro del residuo pero no informan adecuadamente sobre valores absolutos de humedad (Imhoff *et al.*, 2007). La fibra óptica y los sistemas de tomografía se están probando y mejorando, aunque de momento los resultados más prometedores se han obtenido con el sistema de trazadores gaseosos y la sonda de neutrones, técnicas todavía en desarrollo.

2.5.3. Altura de lixiviado sobre el fondo

Independientemente de las emisiones que se generen, es fundamental asegurar que los sistemas de protección del entorno frente a impactos del vertedero funcionan adecuadamente. Entre estos sistemas destaca el de evacuación de lixiviado, que puede evaluarse a través de la altura de lámina de agua sobre la impermeabilización. Teniendo en cuenta siempre las condiciones de explotación, valores excesivos implican un posible atascamiento del sistema de evacuación, mientras que valores menores que los esperados apuntarían a fallos en la impermeabilización.

Tras percolar a través de la masa de residuos el agua se acumula formando espesores saturados sobre las capas de impermeabilización del fondo del vertedero antes de su evacuación a través del sistema de drenaje del lixiviado. Es conveniente limitar este espesor de saturación porque condiciona el flujo de agua a través de los materiales impermeabilizantes y por tanto la migración de contaminantes al contorno. Además la acumulación de líquido puede dificultar la extracción de los gases interiores y llegar a comprometer la estabilidad geotécnica del depósito. Observando su evolución en el tiempo y reparto espacial se pueden detectar posibles defectos en las capas impermeables o en la red de evacuación del lixiviado.

El método más sencillo para estimar la altura de acumulación de lixiviado sobre la capa de fondo es hacerlo a partir del nivel de lixiviado en las arquetas de recogida, asumiendo valores adecuados de pérdida de carga en el sistema de

recolección. Sin embargo así no se tienen en cuenta los cambios que puede sufrir el sistema a lo largo de tiempo (pérdida de permeabilidad del sistema drenante, reducción de la sección de las conducciones, etc.).

Otra opción es construir pozos de seguimiento en el interior del vertedero con posterioridad a la colocación de los residuos. Mediante distintos instrumentos se puede hacer un seguimiento de la altura de agua en los pozos, pero habrá que tener en cuenta que ésta no tiene por qué coincidir con el nivel de saturación en todo el fondo. Además de aportar una medida sólo local, la propia construcción del pozo altera las condiciones del entorno, pudiendo crear caminos preferenciales para la afluencia del agua. Oonk *et al.* (2013) instalaron ocho piezómetros de nivel en el biorreactor de Landgraaf (Holanda), dos a 1 metro del fondo y los otros seis 3 metros por encima del fondo.

Para evitar estos efectos últimamente se opta por colocar en varios puntos sobre el fondo impermeable, antes de comenzar el vertido de residuos, sensores de presión hidrostática (llamados piezómetros), convenientemente protegidos en el seno de la capa de drenaje. Los indicadores de presión hidrostática utilizados suelen estar formados por un diafragma flexible de silicona protegido por una membrana. Un lado del diafragma está en contacto con el agua y el otro con el medio de referencia.

Los piezómetros aconsejados para trabajo en vertedero (por ser más precisos, robustos y permitir el registro continuo de datos) son los de cuerda vibrante (Simard *et al.*, 2003; Reinhart, 2002), que consisten en un diafragma protegido con una membrana sobre el cual se sitúa un cable cuya frecuencia de vibración varía con la presión a que está sometido el sensor.

El vertedero de Sta Sofía de Quebec (Canadá) tiene instalados 10 piezómetros de cuerda vibrante junto con otros instrumentos a diferentes alturas (Bonany *et al.*, 2013).

Asimismo el vertedero más grande de Corea, el vertedero Gimpo, tiene instalados varios piezómetros para controlar la altura de lixiviado que se acumula en el fondo (Jang, 2013).

2.5.4. Asentamientos

Como consecuencia de la compactación, el arrastre de materiales por el agua y la degradación, el vertedero sufre asentamientos irregulares en su superficie que

conviene controlar para detectar posibles problemas en las capas de cobertura intermedia o definitiva, o de las instalaciones de recolección de gas y/o lixiviado. Por otro lado el grado de asentamiento de cada zona, en función de los materiales acumulados, puede informar también sobre la estabilidad geotécnica y degradativa de la misma.

En los vertederos actuales se ejecutan levantamientos topográficos periódicos de la superficie del vertedero. Según sus dimensiones y las disponibilidades técnicas y presupuestarias, el levantamiento se realizará mediante técnicas topográficas tradicionales, vuelos fotográficos o GPS (sistema de posicionamiento global). Como en el trabajo de Simões y Catapreta (2009), que controlaron el asentamiento del vertedero de residuos urbanos de Belo Horizonte en Brasil mediante 100 placas de asentamiento con equipos topográficos convencionales.

Estos estudios de superficie sólo informan sobre el movimiento global del vertedero y no sobre lo que sucede a distintas profundidades. Para obtener esta información es necesario instalar instrumentos específicos como células de presión (Reinhart, 2002), líneas de asiento (Zhao *et al.*, 2003) o placas de asiento (Simard *et al.*, 2003)) en el interior del vertedero a medida que va creciendo. Actualmente también se están investigando otras técnicas como el TDR (Pierce *et al.*, 2005) pero todavía se prefieren las placas de asentamiento porque son menos costosas y más duraderas, aunque supongan una molestia para las operaciones del vertedero.

Jang (2013) analiza el comportamiento del vertedero Gimpo (Corea) con diferentes instrumentos como placas de asiento, células de presión total, inclinómetros, etc.

Células de presión total

Las células de presión total que se emplean habitualmente en obra civil para medir presiones y esfuerzos sobre estructuras están formadas por dos placas de acero soldadas entre las que se dispone una capa de aceite transmisor conectada mediante un tubo de acero a un transductor de presión de cuerda vibrante que registra los cambios de presión del mismo. La magnitud medida es la presión ejercida por el peso de los materiales sobre la plataforma, de manera que si lo buscado es el asentamiento habrá que suponer un valor para la densidad del residuo. Otro tipo de células son las que registran la presión hidrostática inducida por la columna de líquido que se mantiene sobre el sensor

a través de una conducción que lo une con un pequeño depósito exterior situado a una cota de referencia. Al ir asentando el transductor la altura de líquido sobre el mismo aumenta incrementando la presión medida.

El principal inconveniente de este tipo de instrumentos es lo delicado de su instalación (debe evitarse que el tubo conductor del líquido se obstruya) y su sensibilidad a las variaciones de temperatura y presión atmosférica.

En el fondo de una celda del vertedero New River Regional, en el norte de Florida, se colocaron varias células de presión total para controlar las cargas que sufría la lámina de impermeabilización durante la explotación de la celda, tanto durante la extensión y compactación de la primera capa como después. (Reinhart, 2002).

En Canadá se están utilizando células de presión total para medir los asentamientos que se producen en dos biorreactores actualmente, el de Santa Sofía en Québec (Bonany *et al.*, 2013) y en la Biocelda Calgary, en Calgary (Hettiarachchi *et al.*, 2013).

Líneas continuas de asiento

La instalación básica de este sistema consiste en una conducción a lo largo de una sección del vertedero. Periódicamente se introduce en la misma una sonda que registra la posición vertical respecto a la cota de referencia de varios puntos de la sección definida por el conducto y se siguen así los asentamientos. La longitud de la conducción puede alcanzar los 300 m, pero las pendientes admisibles son limitadas, lo que dificulta la aplicación del sistema en vertederos de residuos urbanos, donde los asentamientos diferenciales pueden ser importantes. Por otro lado, al contrario que en la opción anterior, no es posible un registro continuo de los movimientos.

En el vertedero de Northern Oaks Recycling and Disposal Facility en EE.UU. se construyó una celda que gestionaron como biorreactor. En esa celda se instalaron líneas de asiento a diferentes alturas para controlar el asiento que se producía en cada capa (Zhao *et al.*, 2003; Hettiarachchi *et al.*, 2012).

Placas de asiento

Un sistema más sencillo y económico consiste en el empleo de placas de asiento en varios puntos que se van recreciendo a medida que crece el vertedero. Conocidas las longitudes de recrecimiento, mediante seguimiento topográfico

periódico de los distintos puntos se conocerá el asentamiento sufrido en cada uno.

En el vertedero de Sainte-Sophie (Canadá) se emplearon placas de acero de 1,5 x 1,5 m con una barra central de 10 cm de diámetro que se iba recreciendo mediante soldadura (Simard *et al.* 2003). Estos sistemas pueden entorpecer las labores de explotación del vertedero cuando las barras se sitúan en la zona de extensión y compactación del residuo, pero presentan menos riesgo de rotura que los sistemas anteriores, que requieren el tendido de tubos y cableado entre los residuos, y por ello son más recomendables.

Actualmente se están utilizando para controlar los asientos en varios vertederos en todo el mundo (Abichou *et al.*, 2013; Jang, 2013; Simões y Catapreta, 2013)

Otras técnicas en desarrollo

Entre otras tecnologías para estudio de asentamientos en desarrollo, se trabaja actualmente en la aplicación de la TDR (analizada en profundidad en Li y Li, 2011): en este caso se mide el tiempo de reflexión de una señal eléctrica a lo largo de cables coaxiales con bucles situados en el punto de interés (Pierce *et al.* 2005).

2.5.5. Toma de muestras en el interior del residuo

Frente al resultado “global” que se puede registrar en los pozos de recogida de lixiviado o gas, conocer las sustancias presentes en el líquido y/o el gas generado o que circula en las distintas zonas del vertedero informa sobre los procesos que se están dando en las mismas, posibles cortocircuitos y caminos preferenciales donde no existe mezcla, etc.

Además, puede haber casos en los que resulte interesante la diferenciación en el vertedero de zonas más o menos estabilizadas (extracción y aprovechamiento energético de biogás en zonas con alta actividad que no tienen sistema de desgasificación, extracción de lixiviado mediante pozos verticales para evitar la emisión a zonas más profundas, “expansión vertical” del vertedero en zonas más estabilizadas, etc.). Para ello conocer la composición del lixiviado y biogás en distintos puntos del vertedero puede resultar de gran utilidad.

Como complemento para un diagnóstico más detallado se emplean sistemas de muestreo de gas y líquido en distintos puntos, compuestos por recipientes

creados “artesanalmente” que se colocan embebidos en el residuo (Zhao *et al.* 2003; Zhao *et al.* 2008). Las muestras, que se pueden analizar *in situ* o en laboratorio, se toman periódicamente mediante succión con bomba a través de conducciones de PE que quedan también enterradas en el momento de colocación del dispositivo. Al diseñar e instalar estos elementos ha de prevenirse el atascamiento por concreciones químicas, crecimiento bacteriano o aplastamiento de los tubos, que los inutilizaría. Por ello, al igual que el cableado correspondiente a otros instrumentos, suelen colocarse convenientemente protegidos en una zanja, dentro de tubos corrugados de protección y éstas, a su vez con una capa de áridos a su alrededor.

2.6. Modelos de simulación

Actualmente no existen modelos de simulación específicos para vertederos de RCD y tampoco hay herramientas universalmente aceptadas para simular vertederos. En busca de una opción de modelización útil para extrapolar datos específicos a distintas instalaciones, se ha realizado una revisión de la literatura existente sobre herramientas de simulación disponible. Después de analizarlas en profundidad se decidió utilizar la herramienta MODUELO ya que su manejo es más sencillo y resulta más fácil introducir las distintas condiciones de explotación del vertedero.

2.6.1. Modelos hidrológicos

HSSWDS (Hydrologic simulation on waste disposal sites) (Perrier y Gibson, 1980)

Modelo para calcular la infiltración producida en vertederos. Es un modelo determinista de una dimensión adaptado del modelo CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems). Como datos de entrada admite datos hidrológicos, climatológicos y características del suelo empleado como material de cobertura. A partir de ellos realiza balances hidrológicos incluyendo escorrentía, infiltración y evapotranspiración.

HELP (The hydrologic evaluation of landfill performance) (Schroeder *et al.*, 1994)

Modelo hidrológico cuasi-bidimensional para el análisis de los movimientos de agua en vertederos. Tiene en cuenta efectos como el almacenamiento superficial, el deshielo, la escorrentía superficial, la infiltración, la evapotranspiración, el crecimiento vegetal, el almacenamiento de humedad del terreno, el drenaje lateral subterráneo, la recirculación de lixiviados, el drenaje vertical en flujo no saturado y las fugas a través del terreno o de las geomembranas.

El programa facilita el análisis de los balances hídricos y la estimación de escorrentía, evapotranspiración, drenaje, recolección de lixiviados y fugas perimetrales en un amplio abanico de diseños de vertederos.

El modelo HELP es el más aceptado y contrastado de los de su clase. Berger (2015) recoge la historia de este programa con sus diferentes versiones y presenta casos de validación del modelo basados en la literatura y dos casos de aplicación a dos vertederos alemanes.

UNSAT-H (Unsaturated soil water and heat flow model) **(Fayer, 2000)**

Modelo desarrollado por el Pacific Northwest National Laboratory para el departamento de energía de los Estados Unidos. Es capaz de simular el flujo unidimensional de agua, vapor y calor en suelos. Tiene en cuenta los procesos de precipitación, evaporación, transpiración, almacenamiento e infiltración.

Mijares y Khire (2012) utilizaron este modelo para simular el balance hidrológico en una zona de un vertedero en la que se estaba evaluando el comportamiento de una zona sellada en comparación con un lisímetro instalado en esa zona.

2.6.2. Modelos de degradación

A continuación se describen brevemente algunos modelos que simulan la degradación del residuo.

Sanchez et al. (2010) desarrollado por Universidad de Southern California (EE.UU.). Es un modelo dinámico en tres dimensiones que tiene en cuenta la generación de los cuatro principales gases del vertedero junto con los ácidos orgánicos disueltos y el carbono presente en el lixiviado.

Gawande et al. 2010 llamado BIOKEMOD-3P, fue desarrollado por el Department of Civil, Environmental and Construction Engineering, Universidad de Florida Central (EE.UU.). Es un modelo microbiológico y químico que simula la biodegradación del residuo sólido en reactores a escala laboratorio.

Robeck et al. (2011) llamado depSim, desarrollado por el Department of Water and Waste Management de la Universidad de Duisburg-Essen (Alemania). Este modelo tridimensional fue desarrollado para describir el transporte y los procesos de conversión cerca de la realidad. Está basado en la macro mecánica *Teoría de los Medios Porosos*. El medio poroso investigado comprende las fases líquida y gaseosa orgánica e inorgánica. El método que utilizan es el de los Elementos Finitos que permite describir los procesos acoplados como por ejemplo la biodegradación del material orgánico en una mezcla de gas de metano (CH₄) y

dióxido de carbono (CO₂) producido por la descomposición bacteriana durante la producción de gas, la motión de las fases sólidas (asientos) debido a la gravedad y la degradación orgánica, la presión en la fase gaseosa, la temperatura desarrollada en la mezcla y el contenido orgánico remanente. El siguiente paso en el desarrollo de este modelo es el cálculo de las concentraciones de CO₂ y CH₄.

2.6.3. Modelos de generación de biogás

Kamalan *et al.* (2011) hicieron una revisión de los modelos disponibles para estimar la producción de biogás en vertederos. La mayoría de estos modelos se basan en la ecuación de Monod para representar los procesos de biodegradación, que puede ser de orden cero de primer orden o de segundo orden.

En los modelos con cinéticas de orden cero el biogás generado se mantiene constante a lo largo del tiempo con lo que la edad o el tipo de residuo no afecta a la producción de biogás. Modelos de este tipo son EPER Germany (Scharff y Jacobs, 2006), SWANA zero order (SWANA, 1998) y el modelo IPPC (IPPC, 1996).

En los modelos de cinéticas de primer orden se tiene en cuenta la calidad y cantidad del residuo y las condiciones ambientales del vertedero. Algunos de estos modelos son: SWANA (SWANA, 1998), TNO, Afvalzorg y EPER France (Scharff y Jacobs, 2006), LandGEM (Alexander *et al.*, 2005), GasSim (Golder Associates, 2011), México (Stege y Murray, 2003; Aguilar-Virgen *et al.*, 2013) y LFGGEN (Reinhart y Faour, 2004).

Los modelos de cinéticas de segundo orden describen las complejas reacciones que ocurren durante la degradación del residuo usando un gran número de ecuaciones de primer orden con diferentes tasas.

Otros métodos que se han utilizado en la creación de modelos de generación de gas han sido modelos complejos matemáticos como el Modelo Halvadakis (El-Fadel *et al.*, 1989) o modelos numéricos como el Weighted Residual Method (WRM) (Shariatmadari *et al.*, 2007).

En numerosas ocasiones se han realizado trabajos comparando varios modelos de generación de biogás.

Scharff y Jacobs (2006) compararon los resultados de CH₄ emitido obtenidos por seis modelos diferentes en su aplicación a tras vertederos de Los Países Bajos. Los modelos utilizados fueron el modelo TNO, el modelo Afvalzorg, el LandGEM, el GasSim, el modelo France EPER y el modelo German EPER.

Thompson et al. (2009) compararon los resultados de generación de CH₄ en 35 vertederos canadienses con seis modelos diferentes, el modelo German EPER, el modelo TNO, el modelo Belgium, el Scholl Canyon, el LandGEM versión 2.01 y un modelo modificado del Scholl Canyon.

Raco et al. (2010) aplicaron al vertedero Legoli (Italia) los modelos LandGEM, GasSim y el modelo IPPC para comparar los resultados de biogás emitido obtenido en los modelos con las medidas de flujo realizadas en campo.

Mønster et al. (2011) se utilizaron los modelos IPCC, Afvalzorg, LandGem y GasSim en cuatro vertederos de Dinamarca para comparar los resultados de generación de CH₄ obtenidos y evaluar el comportamiento de esos modelos al utilizar el residuo danés.

En los párrafos siguientes se detalla dos de los modelos de estimación de generación de biogás más usados, el LandGEM y el GasSim.

LandGEM (Landfill Gas Emissions Model)

El modelo de generación de biogás LandGEM, desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), es una herramienta automatizada para estimar la generación de biogás basada en datos empíricos de vertederos de EEUU. Tiene interface de Microsoft Excel y se puede utilizar para estimar las tasas de emisión de biogás total del vertedero, CH₄, CO₂, otros compuestos orgánicos y contaminantes del aire procedentes de vertederos de RSU (Alexander *et al.*, 2005). Utiliza una ley de descomposición de la materia orgánica de primer orden para estimar las emisiones anuales de gas de vertedero durante un período de tiempo determinado (Thorneloe *et al.*, 1999).

Se ha utilizado entre otros trabajos en la estimación de generación de CH₄ y CO₂ en el vertedero de Kahrizak (Irán) durante 200 años después de su clausura (Atabi *et al.*, 2009) o en la predicción del biogás generado en el vertedero de Sudokwon (Korea) para evaluar el efecto de la cantidad y composición del residuo en la predicción del potencial anual de CH₄ en vertederos (Cho *et al.*, 2012).

Wang *et al.* (2013) proponen mejoras en este modelo ya que está basado en datos de vertederos de los años noventa. Para ello aporta datos actualizados de 11 vertederos de EEUU y sugiere una reformulación de la ecuación de LandGEM.

Sun *et al.* (2015) aplicaron el modelo en tres vertederos de RSU en China para estimar la eficiencia del sistema de recolección de biogás.

Sil *et al.* (2015) validaron el modelo LandGEM a partir de los resultados de un ensayo de potencial bioquímico de CH₄ a escala laboratorio. Este estudio muestra que este modelo sobre estima las emisiones de CH₄ ya que el verdadero potencial de generación de CH₄ depende del nivel de segregación de residuo.

GasSim

El modelo GasSim fue desarrollado por Golder Associates para la Agencia de Medio Ambiente de Inglaterra y Gales para evaluar las consecuencias ambientales de los vertederos. Es un modelo de degradación multifásico con cinéticas de primer orden (Mønster *et al.*, 2011).

En este modelo la generación de biogás está determinada por la cantidad de residuo depositado y la composición de cada tipo de residuo. La composición se usa para calcular la cantidad de carbono disponible para que la degradación sea lenta, moderada o rápida (que depende de la humedad que tenga el residuo) y con ello la cantidad y la tasa de producción de biogás. (Golder Associates, 2009).

Hoy en día es el modelo aceptado por defecto por la Agencia de Medio Ambiente Británica para evaluación de emisiones en vertederos (el uso de otros modelos debe ser justificado, mientras que los resultados obtenidos por GasSim son aceptados directamente) (Cuartas, 2012).

Se ha utilizado para simular el comportamiento a largo plazo del resultado del residuo tratado mecánica y biológicamente como residuo de vertedero (Donovan *et al.*, 2010).

Donovan *et al.* (2011) utilizaron este modelo para predecir las emisiones de biogás en tres escenarios diferentes de vertido en vertedero. En el primero se consideró que el residuo tenía todos los componentes biodegradables del residuo urbano. El segundo considera que el vertedero acepte residuos

biodegradables pero de bajo contenido biodegradable. Y el tercero que el residuo fuera residuo pretratado biológicamente.

2.6.4. Modelos de asentamientos

Babu *et al.*, 2010 recopilaron y clasificaron los modelos de asientos en cuatro categorías principales: **modelos basados en la mecánica del suelo** (Sowers, 1973; Bjarngard y Edgers, 1990; Hossain y Gabr, 2005); **modelos empíricos** (funciones logarítmicas (Yen y Scanlon, 1975); función power creep (Edil *et al.*, 1990); función hiperbólica (Ling *et al.*, 1998) y función logarítmica (Coumoulos y Koryalos, 1997)); **modelos reológicos** (Gibson y Lo, 1961; Edil *et al.*, 1990; Bleiker *et al.*, 1995; Chen y Chou, 1998); **modelos que incorporan la biodegradación** (a continuación se detallan algunos de ellos).

Marques (2001) desarrolló un modelo reológico compuesto para tener en cuenta los mecanismos de compresión primarios y secundarios gobernados por parámetros reológicos que también tienen en cuenta la degradación del residuo.

Park y Lee (2002) proponen un modelo de asiento que considera el proceso de compresión debido a la degradación de los sólidos orgánicos. Los sólidos orgánicos biodegradables se convierten en productos intermedios en forma líquida durante la hidrólisis

Marques *et al.* (2003) desarrollaron un modelo de compresibilidad compuesto que incorpora tres mecanismos para una compresión del RSU en una dimensión: respuesta instantánea al peso, deslizamiento mecánico y descomposición biológica. Van Geel y Murray (2015) utilizan este modelo en la predicción de asentamientos en el vertedero de Sta. Sofía en Quebec, Canadá.

Durmusoglu *et al.* (2005) desarrollaron un modelo considerando los flujos del líquido y el gas en vertederos de RSU deformables. Los resultados indicaron que la distribución de las presiones de agua y gas en el poro, la saturación de líquido y del gas y el asiento, cambian con el tiempo.

Oweis (2006) desarrolló un modelo que predice el asentamiento proveniente de procesos mecánicos y de descomposición. Estas predicciones siguen las siguientes condiciones: 1º los asientos mecánicos debidos a la compresión del residuo provocados por el peso de las capas superiores; 2º asiento mecánico debido al deslizamiento provocado por la presión real constante a la que está

sometido; 3º el asiento de la descomposición debido a la pérdida de masa o conversión de la fracción orgánica del residuo en gas.

Liu et al. (2006) desarrollaron un modelo que considera la generación de gas producida por la descomposición del residuo. La presión del biogás dentro del vertedero es elevada por la acumulación del biogás. El flujo se calcula según el concepto de flujo de gas continuo a través de un medio no saturado. El asiento del vertedero se supone que es la suma de la proporción de sólido descompuesto y la porción del gas fugado.

Hettiarachchi et al. (2009) incorpora la presión del biogás y la distribución de humedad dentro de su modelo de asiento que también tiene en cuenta la biodegradación del RSU (con cinéticas de primer orden).

Chen et al. (2012) proponen un modelo para simular el asiento en vertederos a corto y largo plazo. Es un modelo uni-dimensional que tiene en cuenta los procesos de asiento mecánico y por degradación. Parte del modelo de Liu et al. (2006) realizando algunas mejoras.

2.6.5. Modelos integrales

Bente (2011) presenta el estado del arte de los modelos de fenómenos de vertederos de residuos urbanos desarrollados en los últimos años. Los tres programas que se pueden manejar en un software de uso general y tienen incorporados modelos hidrológicos, de degradación y de asientos son MODUELO, descrito en el apartado anterior y LDAT y HBM que se presentan brevemente a continuación.

LDAT (Landfill Degradation and Transport processes)

Este programa de simulación ha sido desarrollado por el Waste Management Research Group de la Universidad de Southampton (Reino Unido).

Partieron de un algoritmo básico que permite la simulación conjunta de fenómenos de transporte de líquido y gas en los poros del residuo (White et al., 2003), y han ido incorporando otros modelos como el de simulación de degradación de residuos y generación de biogás (White et al., 2004), y en los últimos años modelos de asentamientos y equilibrio químico (White y Nayagum, 2011).

Como resultados del programa se obtienen las evoluciones históricas de contenidos sólidos, líquidos, ácidos y gases, gas emitido, poblaciones bacterianas y asentamiento. (Cuartas, 2012).

El modelo se ha utilizado y desarrollado como complemento a investigaciones relacionadas con la compresión y consolidación de residuos que se van degradando en distintas condiciones (con recirculación de lixiviados, tratamiento aeróbico, lavado por arrastre de contaminantes) (Hudson *et al.*, 2004; Rees-White *et al.*, 2008) y en investigaciones sobre el flujo vertical acoplado (humedad-gas) en relación a las fuerzas capilares (Nayagum *et al.*, 2009a; Zardava *et al.*, 2009).

También se utilizaron en dos "Landfill modelling challenges" (LMC1 y LMC2) en 2007 y 2011. Estos retos han servido para mejorar los modelos tanto de entrada de datos al programa como en los modelos de cálculo de los procesos (White y Beaven, 2013).

Hasta el momento sólo se ha contrastado su aplicación en instalaciones reales en dos ocasiones: simulando el flujo a partir de un pozo horizontal en el vertedero Rainham (Beaven *et al.*, 2005), y simulando la degradación del residuo y el flujo de gas y calor en un experimento de aireación en el vertedero de Pitsea (Gran Bretaña) (Nayagum *et al.*, 2009b).

Actualmente se siguen mejorando los modelos para después probarlos en distintos proyectos (White *et al.*, 2015).

HBM (Hydro-Bio-Mechanical)

El HBM Model ha sido desarrollado por Universidad de Napier de Edimburgo (Escocia). Es un programa estructurado para analizar el comportamiento hidráulico, de biodegradación y mecánico del residuo sólido urbano y otros tipos de suelos vertidos que sean degradables.

Está compuesto por tres modelos; el modelo hidráulico, el de degradación y el de asentamientos. El modelo hidrológico es de flujo no saturado. El modelo de biodegradación es un modelo modificado de digestión anaerobia en dos etapas que tiene en cuenta la hidrólisis enzimática de la materia sólida degradable en relación con el contenido de humedad, la inhibición del producto, la digestibilidad de la celulosa y controles microbianos. El modelo mecánico incluye una interpretación innovadora de las consecuencias mecánicas de la degradación combinadas con las formulaciones establecidas de carga y efectos de

deslizamientos inducidos para predecir el asiento bajo carga a lo largo del tiempo (McDougall, 2007).

Needham *et al.* (2008) utilizaron esta herramienta de simulación para estimar los asentamientos a largo plazo, contrastando su aplicación en varios vertederos de Gran Bretaña, Estados Unidos, Australia y Hong Kong. En el estudio se concluyó que el modelo es robusto y capaz de simular casos distintos, aunque la validación quedó limitada por la calidad de los datos disponibles en las distintas instalaciones.

2.6.6. MODUELO

En este apartado se presenta la evolución histórica de la herramienta de simulación de vertederos Moduelo, utilizada para simular el vertedero estudiado.

La primera versión de Moduelo surgió del convenio de colaboración con la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria titulado “Diseño de programas de gestión para los residuos sólidos en Cantabria” (Grupo de Ingeniería Ambiental, 1998). El objetivo inicial era crear una herramienta de simulación para aplicarlo en el vertedero de Meruelo (de ahí el nombre del programa). Los fundamentos y desarrollo de los modelos de esta primera versión, junto con la aplicación al antiguo vertedero de Meruelo se presentaron en (Lobo *et al.* 2002a) y en (Lobo *et al.* 2002b)

Lobo *et al.* (2002a) presenta los modelos adoptados para simular los procesos hidrológicos, suponiendo flujo saturado y condiciones estacionarias en cada paso de tiempo. En su aplicación al caso de Meruelo se detectó la necesidad de incorporar entre los modelos las distintas opciones de gestión de la escorrentía superficial, pues cuando está conectada a los sistemas de drenaje de fondo aumentan significativamente los caudales de lixiviado.

Lobo *et al.* (2002b) presenta los modelos de biodegradación y su aplicación en el mismo vertedero. La escasa disponibilidad de datos sobre la contaminación del lixiviado y su baja representatividad dificultó el contraste con los resultados del modelo. Además, se advirtió la importancia de mejorar la entrada de algunos datos al modelo, como la biodegradabilidad de los distintos componentes del residuo, para obtener más precisión en los resultados.

Como mejora a la herramienta se planteó incorporar modelos de degradación de otros tipos de contaminantes (más allá de los orgánicos biodegradables), el

efecto de la temperatura, la generación de biogás en etapas intermedias de degradación, el movimiento de gas en el residuo y la mejora de los modelos hidrológicos para hacerlos aplicables en vertederos con capas no saturadas (Cuartas, 2012).

Dupuit (2000) aplicó la primera versión a un caso de laboratorio y al vertedero de Orense. Tras el análisis de los resultados se detectó de nuevo la necesidad de reducir la precisión en los datos requeridos por el programa para aumentar su aplicabilidad a distintos casos, pues es habitual que en los vertederos en explotación haya falta de precisión en los datos.

Lobo *et al.* (2001) presentaron un trabajo de evaluación de alternativas de clausura del vertedero de Meruelo basado en modelización. Los resultados se presentaron como ejemplo de aplicación de herramientas de simulación para estimar las emisiones de los vertederos a largo plazo, y por tanto para ayudar a establecer los períodos de vigilancia de los vertederos clausurados hasta su estabilización. Por otro lado en este trabajo también se muestra la utilidad del programa para evaluar alternativas de remediación de antiguos vertederos.

En Lodo (2001) se presenta la simulación del nuevo vertedero de Meruelo con la primera versión del programa.

En la segunda versión del programa (MODUELO 2) se solucionan varios de los aspectos mejorables detectados en las aplicaciones de la primera versión. Se incluye la escorrentía superficial conectada a la red de recolección de lixiviados, un modelo de flujo saturado corregido, una expresión que considera la variación de la permeabilidad con la sobrecarga y nuevos modelos en el balance superficial, de cálculo de flujo hacia los drenes y de biodegradación del residuo. Estos modelos se contrastan por aplicación al antiguo vertedero de Meruelo y a otro vertedero europeo (vertedero X, por confidencialidad) (Lobo, 2003).

En Lobo y Tejero, (2007a) se presentan los fundamentos de esta segunda versión, y el contraste de los resultados de aplicación al vertedero de Meruelo. Se muestra como el modelo hidrológico del vertedero construido explica mejor los caudales de lixiviado observados que el modelo HELP y la versión anterior de MODUELO. Los resultados de degradación también son satisfactorios. En el proceso de modelización y calibración del vertedero se detectaron entradas de agua subterránea que incrementaban significativamente el caudal de lixiviado. Esto es prueba de la utilidad del modelo en seguimiento de vertederos.

En Lobo y Tejero, (2007b) se presentó su aplicación en el vertedero X como ejemplo de utilidad en el diagnóstico de vertederos. La calibración del modelo hidrológico permitió detectar y cuantificar la entrada de parte de la escorrentía superficial directamente en el sistema de lixiviados, y la llegada al residuo de agua procedente de áreas circundantes en la misma cuenca drenante. Además, el contraste de los resultados de simulación de la degradación con los datos de campo prueba la utilidad del programa para evaluar otros aspectos fundamentales en la gestión del vertedero, como el potencial aprovechamiento del biogás. En todo caso para mejorar la calidad de los modelos y por tanto su utilidad, se aconseja hacer registros en continuo y caracterizaciones específicamente diseñadas para la modelización.

Lobo *et al.* (2007a) aplicaron MODUELO 2 para evaluar distintas alternativas de gestión de residuos en una comarca del norte de España. En este trabajo se estimó la contaminación del lixiviado a lo largo de los años, lo que condicionaría el coste de vertido y repercutiría en los costes de tratamiento del lixiviado.

La tercera versión del programa (MODELO 3) fue el resultado del proyecto de investigación “Desarrollo de una herramienta para la gestión y biorrecuperación de los suelos contaminados por vertederos de RSU”, financiado por el Ministerio de Medio Ambiente (PNMA-PNICDIT REF. 2000/032). Para ella se crea un nuevo modelo hidrológico basado en los trabajos de (Van Genuchten, 1980) para zona no saturada incorporando también el flujo a través de caminos preferenciales. Se incorporan además modelos para la simulación de distintas opciones de recirculación de lixiviados, de intercambio de agua con el terreno del contorno, de variación de la temperatura y asentamiento, además de mejoras operativas en el programa.

Con esta versión se crearon modelos de distintos vertederos con diferentes objetivos. Como contraste con las versiones anteriores, se simuló el vertedero de Meruelo actualizando los datos a 2008 (Peña, 2008). Varios grupos de investigación brasileños emplearon el programa en sus estudios de vertederos, como parte de investigaciones más amplias para evaluación del balance hidrológico, seguimiento o estimación del potencial de biogás (Martínez *et al.*, 2009). En colaboración con CESPAS Gestión de Residuos S.A., se realizó un trabajo de aplicación y adaptación del programa a uno de sus grandes vertederos como demostración de utilidad del programa para la empresa (Grupo de Ingeniería Ambiental, 2006a).

Por otro lado, con financiación del Ministerio de Medio Ambiente (Grupo de Ingeniería Ambiental, 2006b) se avanzó en la mejora de la herramienta en su aplicación a biorrecuperación de suelos contaminados.

A partir de este momento se empieza los trabajos para el desarrollo de la nueva versión del programa (MODUELO 4.0) como parte fundamental de la tesis de Miguel Cuartas (Cuartas, 2012) y en colaboración con el Grupo de Ingeniería Ambiental. Con esta nueva versión se realizaron varias aplicaciones que, además de cumplir con los objetivos específicos de cada una, permitieron ir mejorando el programa en estos años.

En colaboración con TIRME, y parte fundamental de esta tesis, se creó un modelo de simulación de un vertedero resultante de la expansión vertical de un antiguo vertedero incontrolado.

Al no disponer de datos sobre los antiguos residuos fue necesario recurrir a una campaña de campo diseñada para caracterizar el vertedero de cara a su modelización. En (López *et al.*, 2011) se describe el trabajo experimental y de modelización de estos residuos antiguos, que incluyó una campaña de sondeos y caracterización de los residuos degradados con ensayos específicos de laboratorio. Los modelos se emplearon para estimar las emisiones y evolución futura de los viejos vertidos que han quedado enterrados por un lado (López *et al.*, 2009a) y de la nueva instalación por otro (López *et al.*, 2009b). El modelo creado se utiliza hoy en día para seguimiento y control de los vertederos con ayuda de instrumentación (Lobo *et al.*, 2007a).

En (Lobo *et al.*, 2008) se presentaron los resultados de simulación de dos casos de laboratorio operados en condiciones controladas en la Universidad de Southampton, para evaluar y comparar el modelo de simulación con otros en desarrollo por otros grupos internacionales. El proceso de modelización y la comparación de resultados de simulación con lo observado en laboratorio pusieron de manifiesto las diferencias entre los modelos experimentales y lo que ocurre en vertederos reales. Las tasas de degradación determinadas en calibración fueron significativamente más elevadas que las obtenidas en simulación de vertederos, lo que obligó a utilizar pasos de tiempo menores. Por otro lado fue necesario introducir un tiempo de retraso en el comienzo de la metanogénesis para representar adecuadamente las concentraciones de contaminantes en el lixiviado.

En esta línea de contraste del programa con casos bien controlados para eludir el problema habitual de falta de datos, López *et al.* (2012) simularon una celda piloto operada en Holanda durante varios años. El trabajo de modelización reveló la necesidad de incorporar las estrategias de gestión de lixiviados por cierre y apertura de válvula en el programa. La calibración se basó en datos sobre los lixiviados registrados durante los primeros años de explotación, dejando los últimos y el registro de biogás para validar los modelos construidos.

En la comparación de resultados entre los distintos modelos, Beaven (2011) comprobó una buena aproximación de los datos de lixiviación en MODUELO, pero no de los de emisiones gaseosas. Revisando los datos a posteriori se estableció de nuevo la sensibilidad de los resultados a los factores de biodegradabilidad de los componentes del residuo que se introducen como dato en el modelo.

2.7. Referencias

- Abichou T., Barlaz M.A., Green R. y Hater G. (2013). Liquid balance monitoring inside conventional, Retrofit, and bio-reactor landfill cells. *Waste Management*, 33, 2006-2014.
- Aguilar-Virgen Q., Taboada-González P. y Ojeda-Benítez S. (2013). Seasonal analysis of the generation and composition of solid waste: potential use – a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 4633-4645.
- Alexander A., Burklin C. y Singleton A. (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM). Version 3.02. User's Guide. US EPA, Washington, EEUU.
- Atabi F., Harati S.A.N. y Sagharlu N.Q. (2009). Actas del Congreso: Sardinia 2009. "12th International Waste Management and Landfill Symposium". CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Babu G.L.S., Reddy K.R., Chouskey S.K. y Kulkarni H.S. (2010). Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 14, 139-150.
- Barone F.S., Costa J.M.A. y Ciardullo L. (2000). Temperatures at the base of a municipal solid waste landfill. Actas del Congreso "6th Environmental Engineering Specialty Conference of the CSCE, Canadian Society for Civil Engineering", Ontario, Canada, 41-48.
- Beaven R. P. (2011). Results of the second landfill modelling challenge. Actas del Congreso HPM4. "4th International Workshop. Hydro-Physico-Mechanics of Landfills". Santander, España.
- Beaven R.P., White J.K. y Lucas P. (2005). Modelling the performance of a horizontal leachate drain. Actas del Congreso: Sardinia 2005., "Tenth International Waste Management and Landfill Symposium". CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Benbelkacem H., Staub M., Kintzuger C., Morra C., Gourc J.P., Laurent J.P., Oxarango L. y Bayard R. (2009). Results of moisture monitoring in two bioreactor cells using neutron scattering and time domain reflectometry. Actas del Congreso Sardinia 2009, "Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium". CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Bente S. (2011). Interaction of degradation, deformation and transport processes in municipal solid waste landfills. Tesis doctoral. Institut fur Statik. Technischen Universitat Carolo-Wilhelmina. Braunschweig, Alemania.

- Berger K.U. (2015) On the current state of the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. *Waste Management*, 38, 201-205.
- Bjarngard A. y Edgers L. (1990). Settlement of municipal solid waste landfills. *Actas del Congreso "13th Annual Madison Waste Conference"*, University of Wisconsin, Madison, EE.UU. 192–205.
- Bleiker D.E., Farquhar G. y McBean E. (1995). Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. *Waste Management and Research*, 13, 533–554.
- Bonany J.E., Van Geel P.J., Gunay H.B. e Isgor O.B. (2013). Heat budget for a waste lift placed under freezing conditions at a landfill operated in a northern climate. *Waste Management*, 33, 1215-1228.
- Bourque H. (2003). Operation and monitoring of a bioreactor landfill in Sainte Sophie, Quebec. *Actas del Congreso "Green Power in Canada Workshop"*. Montreal, Canada.
- Capelo J. y de Castro M.A.H. (2007) Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste. A new experimental approach. *Waste Management*, 27, 811-819.
- Chen R.H. y Chou I.H. (1998). The settlement behavior of municipal waste. *Actas del Congreso "4th International Symposium on Environmental Geotechnology and Global Sustainable Development"*. Boston, Massachusetts, EEUU. 1246–1254.
- Chen K.S., Chen R.H. y Liu C.N. (2012). Modeling municipal solid waste landfill settlement. *Environ Earth Sciences*, 66, 2301–2309.
- Cho H.S., Moon H.S. y Kim J.Y. (2012). Effect of quantity and composition of waste on the prediction of annual methane potential from landfills. *Bioresource Technology*, 109, 86-92.
- Clément R., Descloitres M., Günther T., Oxarango L., Morra C., Laurent J.P. y Gourc J.P. (2010). Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring. *Waste Management*, 30, 452-464.
- Clément R., Oxarango L. y Descloitres M. (2011). Contribution of 3-D time-lapse ERT to the study of leachate recirculation in a landfill. *Waste Management*, 31, 457-467.
- Coumoulos D. G. y Koryalos T. P. (1997). Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time." *Actas del Congreso "14th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering"*. ISSMFE, Hamburg, Alemania. 3, 1807–1811.
- Cuartas M. (2012). Optimización del diseño de vertederos de residuos sólidos basada en modelización. Tesis Doctoral. Departamento de Matemática

- Aplicada y Ciencias de la Computación. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Delay M., Lager T., Schulz H.D. y Frimmel F.H. (2007). Comparison of leaching test to determine and quantify the release of inorganic contaminants in demolition waste. *Waste Management*, 27, 248-255.
- Donovan S.M., Bateson T., Gronow J.R. y Voulvoulis N. (2010). Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. *Science of the Total Environment*, 408, 1979-1984.
- Donovan S.M., Jilang P., Bateson T., Gronow J.R. y Voulvoulis N. (2011). Gas emissions from biodegradable waste in United Kingdom landfills. *Waste Management and Research*, 29, 69-76.
- Dubey B., Spalvins E., Townsend T.G. y Solo-Gabriele H.M., (2009). Comparison of metals leaching from CCA- and ACQ-treated wood in simulated construction and demolition debris landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 910-917.
- Dupuit P. (2000). Simulación de producción de lixiviados en vertederos basado en Moduelo. Tesina de Máster en Ingeniería Sanitaria. Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Durmusoglu E., Corapcioglu M.Y. y Tuncay K. (2005). Landfill settlement with decomposition and gas generation. *Journal of Environmental Engineering*, 131, 1311-1321.
- Edil T.B., Ranguettes V.J. y Wuellner W.W. (1990). Settlement of municipal refuse. *Geotechnics of Waste Fills: Theory and Practice*, STP1070, Landva A. and Knowles G.D. Ediciones, ASTM, West Conshohocken, 225-239.
- EI-Fadel M., Findikakis A.N. y Leckie J.O. (1989). A numerical model for methane production in managed sanitary landfills. *Waste Management and Research*, 7, 31-42.
- Ettala M., Sormunen K., Englund M., Hyvönen P., Laurila T., Karhu K. y Rintala J. (2003). Instrumentation of a landfill. *Actas del Congreso: Sardinia 2003, "Ninth International Waste Management and Landfill Symposium"*, Sardinia. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Eun S., Reinhart D.R., Cooper C.D., Townsend T.G. y Faour A. (2007). Hydrogen sulfide flux measurements from construction and demolition debris (C&D) landfills. *Waste Management*, 27, 220-227.
- Fayer M.J. (2000). UNSAT-H Versión 3.0: Unsaturated soil water and heat flow model. Theory, user manual and examples. Technical report. National Technical Information Service. U.S. Department of Commerce. Springfield, EEUU.

- Fleming I.R., Rowe R.K. y Cullimore D.R. (1999). Field observations of clogging in a landfill leachate collection system. *Canadian Geotechnical Journal*, 36, 685-707.
- Fuchs A., Zangl H., Holler G. y Brasseur G. (2008). Design and analysis of a capacitive moisture sensor for municipal solid waste. *Measurement Science and Technology*, 19.
- Gardner W. H. y Klute A. (1986). Water content. *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*, 493-544.
- Gawande N., Reinhart D.R., Thomas P.A., McCreanor P.A. y Townsend T.G. (2003). Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor. *Waste Management*, 23, 667-674.
- Gawande N.A., Reinhart D.R. y Yeh G-T (2010). Modeling microbiological and chemical processes in municipal solid waste bioreactor, part II: Application of numerical model BIOKEMOD-3P. *Waste Management*, 30, 211–218.
- Gibson R. E. y Lo K.Y. (1961). A theory of consolidation for soils exhibiting secondary compression. *Norwegian Geotechnical Institute*, 1–16.
- Golder Associates (2009). Report on landfill gas management Trecatti landfill site. Nottingham Scientific Ltd. Stanton on the Wolds, Inglaterra.
- Golder Associates (2011). GasSim Manual Version 2.5. Nottingham Scientific Ltd. Stanton on the Wolds, Inglaterra.
- Grellier S., Duquennoi C., Guérin R., Munoz M.L. y Ramon M.C. (2003). Leachate recirculation study of two techniques by geophysical surveys. *Actas del Congreso Sardinia 2003. "Ninth International Waste Management and Landfill Symposium"*, Sardinia. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Grellier S., Duquennoi C., Guérin R., Robain H. y Skhiri N. (2005). Electrical resistivity tomograph (ERT) applied to moisture measurements in bioreactor: principles, in situ measurements and results. *Actas del Congreso "International Workshop Hydro-Physico-Mechanics (HPM) Landfill"*. Southampton, England.
- Grupo de Ingeniería Ambiental (1998). Diseño de programas de gestión de residuos sólidos urbanos en Cantabria. Informe final de proyecto. Empresa de Residuos de Cantabria S.A. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Grupo de Ingeniería Ambiental (2006a). Aplicación de MODUELO 3.0 a un vertedero de CESPAS GR. Informe final de proyecto. CESPAS Gestión de Residuos S.A. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Grupo de Ingeniería Ambiental (2006b). Metodología optimizada de biorrecuperación in situ de suelos contaminados por residuos urbanos

- (SCRU) mediante simulación. Proyecto 2-6-361/2005/3-B. Ministerio de Medio Ambiente. Subprograma Nacional de Tecnologías para la gestión sostenible del medioambiente. Madrid, España.
- Guerin R., Munoz M. L., Aran C., Laperrelle C., Hidra M., Drouart E. y Grellier S. (2004). Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. *Waste Management*, 24, 785-794.
- Han B., Jafarpour B., Gallagher V.N., Imhoff P.T., Chiu P.C. y Fluman D.A. (2006). Measuring seasonal variations of moisture in a landfill with the partitioning gas tracer test. *Waste Management*, 26, 334-355.
- Han B., Imhoff P.T. y Yazdani R. (2007). Field application of partitioning gas tracer test for measuring water in a bioreactor landfill. *Environmental Science and Technology*, 41, 277-283.
- Hanson J.L., Yeşiller N. y Oettle N.K. (2010). Spatial and temporal temperature distributions in municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 136, 804-814.
- Hao O.J., Chen J.M., Huang L. y Buglass R.L. (1996). Sulfate-reducing bacteria. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 26, 155-187.
- He R., Xia F.F., Bai Y., Wang J y Shen D.S. (2012). Mechanism of H₂S removal during landfill stabilization in waste biocover soil, an alternative landfill cover. *Journal of Hazardous Materials*, 217-218, 67-75.
- Hettiarachchi H., Meegoda J. y Hettiarachchi P. (2009). Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste Management*, 29, 1018-1025.
- Hettiarachchi H., Hettiarachchi J.P.A., Hunte C.A. y Meegoda J.N. (2013). Operation of a landfill bioreactor in a cold climate: early results and lessons learned. *Journal of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste*, 17, 307-316.
- Hettiarachchi V.C., Foye K.C. y Zhao X. (2012). Use of settlement profilers in a full-scale bioreactor landfill. *Geotechnical Special Publication*, 225, 4194-4201.
- Hossain S. M. y Gabr M. A. (2005). Prediction of municipal solid waste landfill settlement with leachate recirculation. *Actas del Congreso "Geo-Frontiers"*. Austin - Texas, EEUU.
- Hudson A., White J., Beaven R.P. y Powrie W. (2004). Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management*, 24, 259-269.
- Imhoff P.T., Reinhart D.R., Englund M., Guérin R., Gawande N., Han B., Jonnalagadda S., Townsend T. y Yazdani R. (2007). Review of the state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management*, 27, 729-745.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1996). Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories.
- Jain P., Ko J.H., Kumar D., Powell J., Kim H., Maldonado L., Townsend T. y Reinhart D.R. (2014). Case study of landfill leachate recirculation using small-diameter vertical wells. *Waste Management*, 34, 2312-2320.
- Jambeck J. (2004). The disposal of CCA-treated wood in simulated landfills: potential impacts. PhD Dissertation, University of Florida Gainesville, Florida.
- Jambeck J., Townsend T.G. y Solo-Gabriele H.M. (2008). Landfill disposal of CCA-treated wood with construction and demolition (C&D) debris: arsenic, chromium, and copper concentrations in leachate. *Environmental Science and Technology*, 42, 5740-5745.
- Jang Y.S. (2013). Field-monitored settlement and other behavior of a multi-stage municipal waste landfill, Korea. *Environmental Earth Sciences*, 69, 987-997.
- Jang Y.C. y Townsend T. (2001). Sulfate leaching from recovered construction and demolition debris fines. *Advances in Environmental Research*, 5, 203-217.
- Jang Y.C. y Townsend T.G. (2003). Effect of waste depth on leachate quality from laboratory construction and demolition debris landfills. *Journal of Environmental Engineering Science*, 20, 183–196.
- Jonnalagadda S., Kumar D., Jain P., Gawande N., Townsend T.G. y Reinhart D.R. (2010). Comparison of resistivity and time domain reflectometry sensors for assessing moisture content in bioreactor landfills. *Geotechnical Testing Journal*, 33.
- Jung Y., Han B., Mostafid M.E., Chiu P., Yazdani R. e Imhoff P.T. (2012). Photoacoustic infrared spectroscopy for conducting gas tracer test and measuring water saturations in landfills. *Waste Management*, 32, 297-304.
- Kartam N., Al-Mutairi N., Al-Ghusain I. y Al-Humoud J. (2004). Environmental management of construction and demolition waste in Kuwait. *Waste Management*, 24, 1049-1059.
- Kamalan H., Sabour M. y Shariatmadari N. (2011). A review on available landfill gas models. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4, 79-92.
- Khan B.I., Jambeck J., Solo-Gabriele H.M., Townsend T.G. y Cai Y. (2006). Release of arsenic to the environment from CAA-treated wood. 2. Leaching and speciation during disposal. *Environmental Science and Technology*, 40, 994-999.

- Koerner G.R. y Koerner R.M. (2006). Long-term temperature monitoring of geomembranes at dry and wet landfills. *Geotextiles and Geomembranes*, 24, 72-77.
- Kulkarni H.S. y Reddy K.R. (2012) Moisture distribution in bioreactor landfills: a review. *Indian Geotechnical Journey*, 42, 125-149.
- Kumar D., Jonnalagadda S., Jain P., Gawande N.A., Townsend T.G. y Reinhart D.R. (2009). Field evaluation of resistivity sensors for in situ moisture measurement in a bioreactor landfill. *Waste Management*, 29, 1547-1557.
- Lee S., Xu Q., Booth M., Townsend T.G., Chadik P. y Bitton G. (2006). Reduced sulfur compounds in gas from construction and demolition debris landfills. *Waste Management*, 26, 526-533.
- Li R.S. y Li L.Y. (2011). A review of TDR applications for in situ monitoring of bioreactor landfills. *Sustainable Environmental Research*, 21, 211-218.
- Ling H.I., Leschchinsky D., Mohri I. y Kawabata T. (1998). Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 124, 21-28.
- Ling C., Zhou Q., Xue Y., Zhang Y., Li R. y Liu J. (2013). Application of electrical resistivity tomography to evaluate the variation in moisture content of waste during 2 months of degradation. *Environmental Earth Sciences*, 68, 57-67.
- Liu C.H., Chen R.H. y Chen K.S. (2006). Unsaturated consolidation theory for the prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement. *Waste Management and Research*, 24, 80-91.
- Lobo A., Esteban A.L., Domínguez B., Muñoz J. y Tejero I. (2001). Reducción de la vida de vertederos mediante biorrecuperación. *Revista Técnica de Medio Ambiente*, 81, 57-67.
- Lobo A., Herrero J., Montero O., Fantelli M. y Tejero I. (2002a). Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills. Part 1: hydrology. *Waste Management and Research*, 20, 198-210.
- Lobo A., Herrero J., Montero O., Fantelli M. y Tejero I. (2002b). Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills. Part 2: biodegradation. *Waste Management and Research*, 20, 514-528.
- Lobo A. (2003). Desarrollo de Moduelo 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos. Tesis Doctoral. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Lobo A, y Tejero I. (2007a). MODUELO 2: a new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. *Environmental Engineering and Software*, 22, 59-72.

- Lobo A, y Tejero I. (2007b). Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: an example. *Waste Management*, 27, 691-703.
- Lobo A., López A. y Cobo N. (2007a). Mathematical simulation of a landfill within the assessment of municipal solid waste management alternatives. *Actas del Congreso Sardinia 2007. "11th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia"*. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Lobo, A., Lopez A., Cobo N. y Tejero I. (2008). Simulation of the municipal solid waste reactors using Moduelo. *Waste and Resource Management*, 161, 99-104.
- Loddo A. (2001). Analisis del modelo MODUELO per la simulazione idrologica e degradazione biologica nello scarico controllato: applicazione al caso di Meruelo (Cantabria). *Ingegneria per l'Ambiente ed il territorio*. Universita degli Studi di Cagliari, Cagliari, Italia.
- López A., Cobo N., Cuartas M. y Lobo A. (2009a). Estimating the future emissions of an old landfill by simulation. *Actas del Congreso Sardinia 2009. "12th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia"*. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- López, A., Tejero I., Cuartas M. y Lobo A. (2009b). A case of simulation as a help for landfill management planning. *Actas del Congreso HPM3. "3rd International Workshop. Hydro-Physico-Mechanics of Wastes"*. Braunschweig, Alemania.
- López A., Cobo N. y Lobo A. (2011). Modelling of biodegradation in an old European unregulated landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 137, 93-96.
- López A. Gonzalorenna R.J., Cuartas M. y Lobo A. (2012). Modelación de una celda vertedero experimental con Moduelo 4.0. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28, 89-96.
- Mañá i Reixach F., González i Barroso J.M. y Sagrera i Cuscó A. (2000). Plan de gestión de residuos en las obras construcción y demolición. Dirección General de Medio Ambiente, Institut de Tecnologia de la Construcció de Catalunya. Programa Life. ISBN: 84-7853-393-1.
- Mañueco M., Antepara L. y Fernández M. (2010). Guía práctica de gestión de los residuos de construcción y demolición (RCDs). Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Cantabria.
- Marques A.C.M. (2001). Compaction and compressibility of municipal solid waste. Ph.D. Thesis. Universidad de Sao Paulo, Sao Carlos, Brasil.

- Marques A.C.M., Filz G.M. y Vilar O.M. (2003). Composite compressibility model for municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 129, 372-378.
- Marrero M., Solís-Guzmán J., Molero-Alonso B., Osuna-Rodríguez M. y Ramírez-de-Arellano A. (2011). Demolition waste management in Spanish legislation. *The Open Construction and Building Technology Journal*, 5, (Suppl. 2-M7), 162-173.
- Martínez A.L., Simões G.F., Cortázar A.L.G, Padilla R.S., Catapreta C.A.A. y Morais V.F.O. (2009). Water balance of an experimental landfill using MODUELO. *Actas del Congreso Sardinia 2009. "12th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia"*. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Martínez Lage I., Martínez Abella F., Vázquez Herrero C. y Pérez Ordóñez J.L. (2010). Estimation of the annual production and composition of C&D debris in Galicia (Spain). *Waste Management*, 30, 636-645.
- Masbruch, K. y Ferré, T.P.A. (2003). A time domain transmission method for determining the dependence of the dielectric permittivity on volumetric water content: an application to municipal landfills. *Vadose Zone Journal*, 2, 186-192.
- McDougall J. (2007). A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. *Computers and Geotechnics*, 34, 229-246.
- Megalla D., 2015. Heat transfer model for an engineered landfill in Sainte-Sophie, Quebec, Canada. MS thesis, Department. of Civil and Environmental Engineering, Carleton University, Canada.
- Melendez B., 1996. A study of leachate generated from construction and demolition waste landfills. MS thesis, Department of Environmental Engineering Science, University of Florida.
- Mercer T.G. y Frostick L.E. (2012). Leaching characteristics of CCA-treated wood waste: a UK study. *Science of the Total Environment*, 427-428, 165-174.
- Mijares R.G. y Khire M.V. (2012). Field data and numerical modeling of water balance of lysimeter versus actual earthen cap. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 138, 889-897.
- Mønster J., Mou Z., Kjeldsen P. y Scheutz C. (2011). Comparison of four landfill gas models using data from four Danish Landfills. *Actas del Congreso Sardinia 2011. "13th International Waste Management and Landfill Symposium"*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Musson S.E., Xu Q. y Townsend T.G. (2008). Measuring the gypsum content of C&D debris fines. *Waste Management*, 28, 2091-2096.

- Nayagum D., White J., Rees-White T., Holmes D. y Zardava K. (2009a). Numerical modelling of the flow dynamics of air and leachate through waste material under vertical drainage and forced-air flow. Actas del Congreso HPM3. "3rd International Workshop in Hydro-Physico-Mechanics of Landfills". Braunschweig, Alemania.
- Nayagum D., White J.K., Rees-White T., Holmes D. y Zardava K. (2009b). Modelling study of field-scale aerobic treatment of waste using forced-air injection. Actas del Congreso: Sardinia 2009. "12th International Waste Management and Landfill Symposium". CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Needham A., Fowmes G.J., McDougall J. y Braithwaite P. (2008). Predicting long-term settlement of landfills using a fundamental model of waste behavior. Actas del Congreso Proceedings Waste 2008. "Waste and Resource Management - a Shared Responsibility". Stratford upon Avon, Inglaterra.
- Oonk H., Zomeren A., Rees-White T.C., Beaven R.P., Hoekstra N., Luning L., Hannen M., Hermkes H. y Woelders H. (2013). Enhanced biodegradation at the Landgraaf bioreactor test-cell. Waste Management, 33, 2048-2060.
- Oweis I.S. (2006). Estimate of landfill settlements due to mechanical and decompositional processes. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 132, 644-650.
- Park H.I. y Lee S.R. (2002). Long-term settlement behaviour of MSW landfills with various fill ages. Waste Management and Research, 20, 259-268.
- Pascual M. y Cladera A. (2004). Demolition waste management in Majorca: the particular case of an island. Actas del Congreso International RILEM. Conference on the Use of Recycled Materials in Buildings and Structures. Barcelona, España, Vol. 1, 245-254. ISBN: 2-912143-52-7 (set), ISBN: 2-912143-53-5 (vol. 1).
- Peña L. (2008). Modelización del vertedero de residuos no peligrosos de Meruelo. Proyecto Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Perrier E.R y Gibson A.C (1980). Hydrologic simulation on solid waste disposal sites (HSSWDS). Municipal Environmental Research Laboratory. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, EEUU.
- Pierce C. E., Adeyefa A. y Xu Z. (2005). Laboratory investigation of TDR system to monitor MSW landfill settlements. Actas del congreso "Geo-Frontiers 2005". Austin, Texas, EEUU.

- Plaza C., Xu Q., Townsend T., Bitton G. y Booth M. (2007). Evaluation of alternative landfill cover soils for attenuating hydrogen sulfide from construction and demolition (C&D) debris landfills. *Journal of Environmental Management*, 84, 314-322.
- Qiang T., Heejong K., Kazuto E., Takeshi K. y Toru I. (2015). Size effect on lysimeter test evaluating the properties of construction and demolition waste leachate. *Soils and Foundations*, 55, 720-736.
- Raco B., Battaglini R. y Lelli M. (2010). Gas emission into the atmosphere from controlled landfills: an example from Legoli landfill (Tuscany, Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 1197–1206.
- Rees-White T.C., Beaven R.P., White J.K., Nayagum R., Braithwaite P. y Purcell B. (2008). Monitoring and modeling air flow and distribution at a forced-air aerobic waste treatment plant. *Actas del Congreso "Global Waste Management Symposium"*. Stratford upon Avon, Inglaterra.
- Reinhart D. (2002). Florida bioreactor demonstration project. Instrumentation. *Actas del Congreso "Waste Tech 2002"*. Coral Springs, Florida, EE.UU.
- Reinhart R. y Faour A. (2004). First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. University of Central Florida. Florida, EE.UU.
- Reinhart D., Townsend T., Eun S. y Xu Q. (2004). Odors in Construction and Demolition (C&D) debris landfills. Report #0232004-04. <http://www.hinkleycenter.com/publications/Reinhart%200232004-04.pdf>
- Ren T., Kluitenberg G.J. y Horton R. (2000). Determining soil water flux and pore water velocity by a heat pulse technique. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 552-560.
- Robeck M., Ricken T. y Widmann R. (2011). A finite element simulation of biological conversion processes in landfills. *Waste Management*, 31, 663–669.
- Rodríguez G., Alegre F.J. y Martínez G. (2007). The contribution of environmental management systems to the management of construction and demolition waste: the case of the Autonomous Community of Madrid (Spain). *Resources, Conservation and Recycling*, 50, 334-349.
- Roussat N., Méhu J., Abdelghafour M. y Brula P. (2008). Leaching behavior of hazardous demolition waste. *Waste Management*, 28, 2032-2040.
- Sanchez R., Tsotsis T.T. y Sahimi M. (2010). Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV Modeling of liquid–gas flow. *Chemical Engineering Science*, 65, 1212–1226.
- Scharff H. y Jacobs J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26, 417-429.

- Schroeder P R, Dozier T.S., Zappi P.A., McEnroe B.M., Sjostrom J.W. y Peyton R.L. (1994). The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3. Technical Report. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Washington, EEUU.
- Shariatmadari N., Sabour M., Kamalan H., Mansouri A. y Ablofazl M. (2007) Applying simple numerical model to predict methane emission from landfill. *Journal of Applied Sciences*, 7, 1511-1515.
- Sil A., Kumar S. y Wong J.W.C. (2015). Development of correction factors for landfill gas emission model suiting Indian condition to predict methane emission from landfills. *Bioresource Technology*, 168, 97-99.
- Simard A., Norstrom J. y Bourque H. (2003). Construction, operation and monitoring of a bioreactor landfill in Sainte-Sophie, Quebec, Canada. *Actas del Congreso Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Simões G.F. y Catapreta C.A.A. (2009). Settlement monitoring at Belo Horizonte sanitary landfill, Brazil. *Actas del Congreso Sardinia 2009. "Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium"*. Sardinia, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia
- Simões G.F. y Catapreta C.A.A. (2013). Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil. *Waste Management*, 33, 420-430.
- Sowers G.F. (1973). Settlement of waste disposal fills. *Actas del Congreso "8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering"*. Moscow, Rusia. 2, 207–210.
- Staub M.J., Gourc J.P., Laurent J.P., Kintzuger C., Oxarango L., Benbelkacem H., Bayard R. y Morra C. (2010). Long-term moisture measurements in large-scale bioreactor cells using TDR and neutron probes. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 165–172.
- Stege A.G. y Murray D.L. (2003). User's manual Mexico landfill gas model. US EPA, Washington, EEUU.
- Sun Y., Yue D., Li R., Yang T. y Liu S. (2015) Assesing the performance of gas collection systems in select Chinese landfills according to the LandGEM model: drawbacks and potential direction. *Environmental Technology*, 36, 2912-2918.
- Sungthong D. y Reinhart D.R. (2011). Control of hydrogen sulfide emissions using autotrophic denitrification landfill biocovers: engineering applications. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 5, 149-158.

- SWANA (1998). Comparison of models for predicting landfill methane recovery. Publication nº GR-LG 0075. The Solid Waste Association of North America. Dallas, EEUU.
- Thompson S., Sawyer J., Bonam R. y Valdivia J.E. (2009). Building a better methane generation model: validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management*, 29, 2085-2091.
- Thorneloe S.A., Reisdorph A., Laur M., Pelt R., Bass R.L. y Burklin C. (1999). The US environmental protection agency's Landfill gas emissions model (LandGEM). *Actas del Congreso Sardinia 1999. "6th International Landfill Symposium"*, Volume IV Environmental Impact, Aftercare and Remediation of Landfills, 11-18.
- Townsend T.G., Jang Y. y Thurn L.G. (1999). Simulation of construction and demolition waste leachate. *Journal of Environmental Engineering*, 125, 1071-1081.
- Townsend T.G., Solo-Gabriele H., Tolaymat T. y Stook K. (2003). Impact of chromate copper arsenate (CCA) in wood mulch. *Science of the Total Environment*, 309, 173-185.
- Townsend T., Tolaymat T., Leo K. y Jambeck J. (2004). Heavy metals in recovered fines from construction and demolition debris recycling facilities in Florida. *Science of the Total Environment*, 332, 1-11.
- US EPA (1995) Construction and demolition waste landfills. Office of Solid Waste. Report No. 68-W3-0008.
- Van Geel P.J. y Murray K.E. (2015). Simulating settlement during waste placement at a landfill with waste lifts placed under frozen conditions. *Waste Management*, 46, 352-361.
- Van Genuchten M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- Villoria Sáez P., del Río Merino M. y Porras-Amores C. (2012). Estimation of construction and demolition waste volume generation in new residential buildings in Spain. *Waste Management and Research*, 30, 137-146.
- Wadanambi L., Dubey B. y Townsend T. (2008). The leaching of lead from lead-based paint in landfill environments. *Journal of Hazardous Materials*, 157, 194-200.
- Wang X., Nagpure A.S., DeCarolis J.F. y Barlaz M.A. (2013). Using observed data to improve estimated methane collection from select U.S. landfills. *Environmental Science and Technology*, 47, 3251-3257.

- Weber W., Jang Y., Townsend T. y Laux S. (2002). Leachate from land disposed residential construction waste. *Journal of Environmental Engineering*, 128, 237-245.
- Weisleder S. y Nasser D. (2006). Construction and demolition waste management in Germany.
http://www.cowam-project.org/cms/Content/download/Germany_CD_Waste.pdf
- White J.K., Robinson J.P. y Ren Q. (2003). A framework to contain a spatially distributed model of the degradation of solid waste in landfills. *Waste Management and Research*, 21, 330-345.
- White J.K., Robinson J.P. y Ren Q. (2004). Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills. *Waste Management*, 23, 227-240.
- White J.K. y Nayagum D. (2011). HPM4 Landfill modeling challenge. Application of the University of Southampton landfill process model LDAT. *Actas del Congreso HPM4. "4th International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfill"*. Santander, España.
- White J.K. y Beaven R.P. (2013). Developments to a landfill processes model following its application to two landfill modelling challenges. *Waste Management*, 33, 1969-1981.
- White J.K., Nayagum D. y Beaven R.P. (2015). A multi-component two phase flow algorithm for use in landfill processes modelling. *Waste Management*, 34, 1644-1656.
- Xu Q., Townsend T. y Reinhart D. (2010a). Attenuation of hydrogen sulfide at construction and demolition debris landfills using alternative cover materials. *Waste Management*, 30, 660-666.
- Xu Q., Liu F., Townsend T.G., Abichou T. y Chanton J. (2010b). Tire-derived steel for hydrogen sulfide removal in landfill cover. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 14, 211-214.
- Xu Q. y Townsend T. (2014). Factors affecting temporal H₂S emission at construction and demolition (C&D) debris landfills. *Chemosphere*, 96, 105-111.
- Yang K., Xu Q., Townsend T.G., Chadik P., Bitton G. y Booth M. (2006). Hydrogen sulfide generation in simulated construction and demolition debris landfills: impact of waste composition. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, 1130-1138.
- Yeheyis M., Hewage K., Alam M.S., Eskicioglu C. y Sadiq R. (2013) An overview of construction and demolition waste management in Canada: a lifecycle analysis approach to sustainability. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15, 81-91.

- Yen B.C. y Scanlon B.S. (1975). Sanitary landfill settlement rates. *Journal of Geotechnical Engineering*, 101, 475–487.
- Yeşiller N. y Hanson J.L. (2003). Analysis of temperatures at a municipal solid waste landfill. *Actas del Congreso Sardinia 2003, "Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia"*. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Yeşiller N., Hanson J.L. y Liu W.-L. (2005). Heat generation in municipal solid waste landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131, 1330-1344.
- Yeşiller N., Hanson J.L. y Yoshida H. (2011). Landfill temperatures under variable decomposition conditions. *Actas del Congreso "Geo-Frontiers 2011: Advances in Geotechnical Engineering"*, 1055-1065.
- Yuen S.T.S., McMahan T.A. y Styles J.R. (2000) Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 126, 1088-1095.
- Zardava K., Powrie W. y White J. (2009). The determination of the moisture retention characteristics of waste materials using vertical drainage experiments. *Actas del Congreso HPM3. "3rd International Workshop in Hydro-Physico-Mechanics of Landfills"*, Braunschweig, Alemania.
- Zhang J., Dubey B. y Townsend T. (2014). Effect of moisture control and air venting on H₂S production and leachate quality in mature C&D debris landfills. *Environmental Science & Technology*, 48, 11777-11786.
- Zhao X., Voice T.C., Khire M., Maher S., Musleh R., Heerwani P. y Hashsham S. (2003). Full-scale evaluation of bioreactor landfill technology. *Actas del Congreso "8th Annual Landfill Symposium"*. Atlantic City, EE.UU.
- Zhao X., Musleh R., Maher S., Khire M.V., Voice T.C. y Hashsham S.A. (2008). Start-up performance of a full-scale bioreactor landfill cell under cold-climate conditions. *Waste Management*, 28, 2623-2634.

Capítulo 3

METODOLOGÍA

3.1. Introducción

Como ejemplo de instalación actual de vertido de rechazos de RCD se ha tomado en este estudio el vertedero de Corral Serra. En este capítulo se detallan las características de la instalación estudiada, diferenciando las distintas fases de explotación que se han llevado a cabo y las distintas formas de gestión de las aguas generado en el vertedero.

Además se detalla la manera en que se caracterizó el residuo depositado, tanto en procedencia como en componentes.

Por otro lado se recoge la metodología con la que se ha llevado a cabo el seguimiento y evaluación de la calidad del lixiviado: recogida de muestras, tratamiento y conservación de muestras y analítica realizada.

Se describe el sistema de control instaurado mediante instrumentación, describiendo los parámetros a controlar y las técnicas elegidas para ello.

Y por último se describe, paso a paso, la información necesaria para la creación del modelo de simulación del vertedero con la herramienta MODUELO y su procesamiento para llegar a crear el modelo.

3.2. Descripción del vertedero estudiado

El nuevo vertedero de Corral Serra está situado en el término municipal de Santa Margalida, en la isla de Mallorca.

Se construyó en 2005 para recoger los rechazos de las dos Plantas de Tratamiento (PT) de RCD y de los 6 Centros de Transferencia y Pretratamiento (CTP) de la isla. En concreto recoge los rechazos de la PT1 Bunyola y la PT2 Santa Margalida (localizada al lado del vertedero) y de la CTP Inca, CTP Lluçmajor, CTP Artá, CTP Manacor, CTP Calviá y CTP Porreres (ver Figura 3-1).

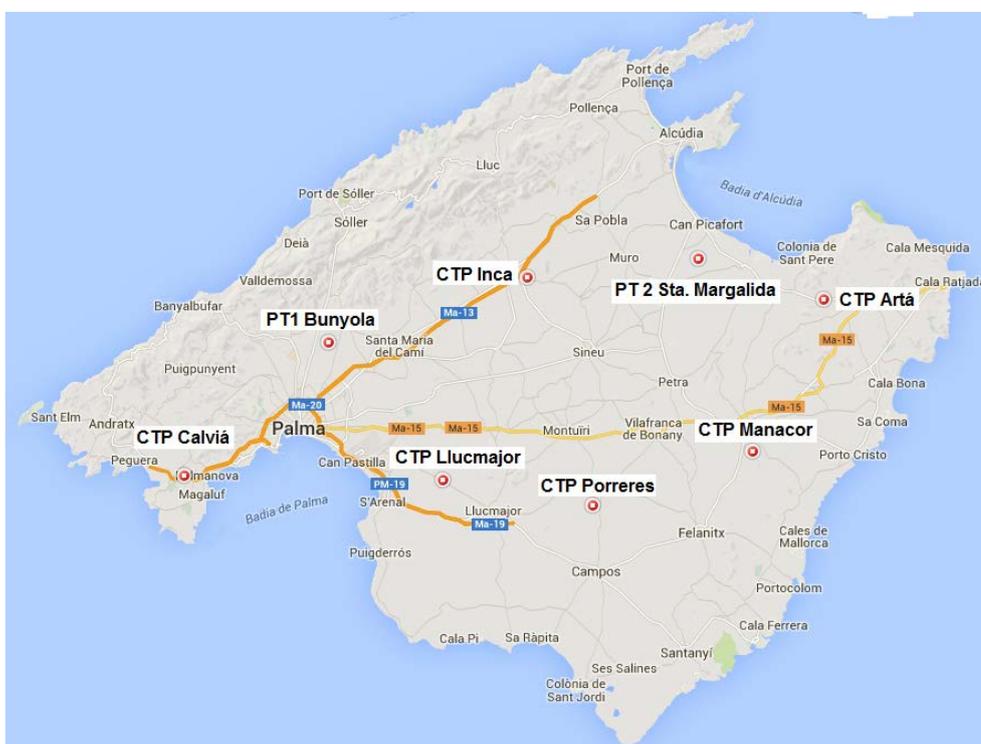


Figura 3-1. Localización de las PT y CTP de RCD que vierten en Corral Serra

Las plantas de tratamiento de RCD reciben residuos de obras de construcción de infraestructuras y nuevas edificaciones, así como de demolición y reformas en inmuebles existentes. La línea típica de una planta de recuperación consiste en separar los materiales por tamaños mediante tamizado y triturar los componentes mayores de 400 mm. Después hay una separación entre materiales de desecho y materiales reciclables como plásticos, metales, madera, papel, cartón, cables, vidrio, materiales peligrosos y otros. Para finalizar, los materiales no reciclables se trituran y se clasifican por diferentes tamaños

(fracción menor de 8 mm, fracción menor de 15 mm y otra fracción menor de 40 mm).

El vertedero estudiado es una expansión vertical de un antiguo vertedero, acondicionado según la Directiva del Consejo Europeo 1999/31/EC. El antiguo vertedero se selló y se colocaron láminas de impermeabilización para aislar el nuevo. Se encuentra dividido en dos áreas, denominadas Vaso 1 y Vaso 2, que ocupan una superficie total de 40.900 m², con alturas medias de 17 y 6 m respectivamente. El Vaso 2 se encuentra situado sobre el antiguo vertedero mientras que el Vaso 1 se apoya sobre terreno natural (ver Figura 3-2).

Se comenzó a explotar en el año 2006, hasta julio de 2009, fecha en que dejó de entrar residuo. Durante estos años ha recibido RCD en su mayoría, aunque también residuos voluminosos y de línea blanca. Dispone de una impermeabilización inferior con lámina de polietileno y un sistema de recolección de lixiviado a lo largo de todo el vertedero como se describe en los próximos párrafos.

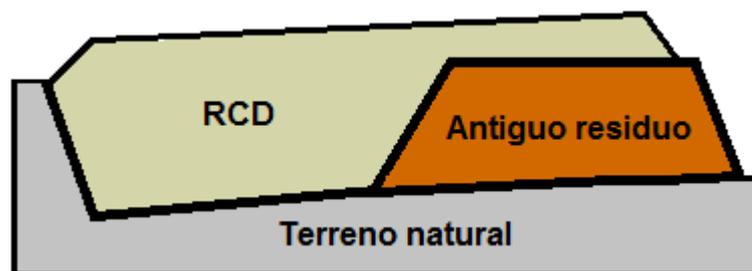


Figura 3-2. Esquema de la situación del vertedero nuevo sobre el antiguo

3.2.1. Fases de explotación del vertedero

Desde el principio de la explotación, en marzo de 2006, hasta julio de 2009, se vertieron 303.743 T de RCD, incluyendo 218.702 T de residuo y 85.041 T de material granular reciclado usado como cobertura intermedia.

Pueden diferenciarse varias etapas de explotación. Durante los primeros tres meses, en los que se recibieron 29.020 T de residuo y 4.323 T árido, el residuo se colocaba en capas de aproximadamente 2,5 m de altura, sin cobertura intermedia. Durante los cuatro meses siguientes se vertieron 23.531 T de residuos en capas de 2 m con cobertura de 35 cm. Así se alcanzó un espesor medio de residuos de 5 m en el Vaso 1. En la segunda etapa, de 11 meses de

duración, se vertieron 73.107 T de residuos en celdas de 1,8 m con cobertura semanal de 55 cm. Al final de esta etapa el espesor medio en el Vaso 1 alcanzó los 14 m, igualando la cota del fondo en el Vaso 2. A partir de octubre de 2007 se vertieron 93.044 T de residuo en capas de 2,1 m y con 20 cm de cobertura. Los espesores medios finales en ese momento fueron de 17 m en el Vaso 1 y 6 m en el Vaso 2.

Según los datos topográficos disponibles, en el vertedero se ha alcanzado una densidad media global (residuo y cobertura) de $0,83 \text{ T/m}^3$. La densidad media del residuo es de $0,7 \text{ T/m}^3$, este valor es mayor que el rango de referencia para residuos de construcción mezclados (de $0,18$ a $0,36 \text{ T/m}^3$) referenciado por Tchobanoglous *et al.* (1993). Esta diferencia se corresponde con el tipo de residuo vertido, que proviene de una planta de recuperación de RCD, donde quedan como rechazo materiales de tamaño más pequeño, y por tanto más fáciles de compactar.

En la isla de Mallorca se tratan los RSU mediante valorización energética. En 2009 entraron en funcionamiento otras dos líneas más de incineración en la Planta de Valorización Energética de Son Reus, en Palma de Mallorca. En época estival no hubo problemas de "suministro" para la esa planta, pero con la llegada del otoño se empezó a llevar el residuo que entraba en el vertedero de Corral Serra a Son Reus.

Además, durante el año 2010 se hicieron pequeñas pruebas de extracción del residuo del vertedero para llevar a la planta incineradora dando resultados aceptables de poder calorífico inferior (PCI). En abril de 2011 se realizó otra prueba a mayor escala con tamizado del residuo en el propio vertedero, de manera que se llevaban los materiales mayores de 10 cm (haz de luz del tromel utilizado). Y finalmente entre septiembre de 2011 y marzo de 2012 y agosto de 2012 y octubre de 2012 se realizaron todas las labores de minería, extrayendo un total de 100.213 T de residuo.

El residuo que quedó en el vertedero pertenece a las primeras fases de explotación del mismo en las que se usaron capas de cobertura de hasta 55 cm de espesor y el rechazo del material cribado en las labores de minería (ver Imagen 3-1).



Imagen 3-1. Diferencia entre el residuo original vertido (izq.) y el rechazo del cribado (dcha.)

3.2.2. Gestión del lixiviado

El sistema de recolección de lixiviado consiste en una capa de gravas de 50 cm de espesor colocada encima de un geotextil que protege la lámina de impermeabilización inferior. También cuenta con una tubería de polietileno de 250 mm de diámetro que recoge el lixiviado a lo largo del eje Sur-Norte del vertedero y que finaliza en la arqueta de recolección. Esta tubería cuenta con una válvula de regulación justo antes de la arqueta.

La gestión del lixiviado ha variado a lo largo del tiempo utilizando distintas formas de almacenar el lixiviado, en el fondo del vaso 1, en la balsa de acumulación y en la arqueta de recolección. En el periodo de estudio se pueden definir las siguientes etapas:

1. Enero – julio de 2006: el lixiviado se acumuló dentro del vertedero o en la arqueta de recolección (si se abría la válvula de regulación situada al final del conducto de evacuación del lixiviado, antes de la arqueta). De este periodo no hay datos registrados de caudal o volumen.
2. Agosto – diciembre de 2006: el lixiviado fue bombeado desde la arqueta de recolección hasta la balsa de almacenamiento de lixiviado, donde se almacenaba.
3. Enero – mayo de 2007: el lixiviado se continuó bombeando hacia la balsa de almacenamiento de donde se extraía para llevarlo a depuradora.
4. Junio - julio de 2007: la bomba continuó enviando el lixiviado a la balsa, pero se empieza a extraer de la balsa mediante camión cuba para recircular. En junio de 2007 empieza la recirculación de lixiviado sobre los residuos para

prevenir incendios en el material vertido y disminuir la cantidad de polvo generada en la explotación del vertedero. En julio de 2007 la naturaleza corrosiva del lixiviado (con presencia de SH_2) deterioró la bomba que impulsaba el lixiviado desde la arqueta de recolección hasta la balsa de almacenamiento, lo que obliga a cambiar la estrategia de gestión de lixiviado.

5. Agosto – diciembre de 2007: en este periodo el lixiviado es únicamente extraído de la arqueta de recolección mediante camión y se recircula regando sobre el propio vertedero.
6. Enero 2008 – agosto 2011: el lixiviado recirculado proviene de la arqueta o de la balsa indistintamente.

En resumen, la estrategia de gestión del lixiviado adoptada desde que se estropeó la bomba de extracción de lixiviado de la arqueta a la balsa de almacenamiento es abrir la válvula de desagüe del sistema de evacuación de lixiviado hacia la arqueta sólo cuando el camión de recirculación-transporte esté disponible. El resto del tiempo dicha válvula permanece cerrada, evitando la salida libre del agua contaminada y ocasionando su acumulación en el vaso de vertido.

En la Imagen 3-2 se puede ver la balsa de almacenamiento de lixiviado y el camión de recirculación regando lixiviado sobre la zona de vertido.



Imagen 3-2. Balsa de acumulación de lixiviado (izq.) y camión recirculando lixiviado (dcha.)

Además, durante algunos períodos la recirculación de lixiviado se ha complementado con recirculación de parte de las aguas pluviales recogidas en el vertedero: entre junio y octubre de 2007, diciembre de 2007, entre marzo y mayo de 2008 y entre agosto de 2008 y mayo de 2009. En este último período no se registraron los volúmenes recirculados.

3.3. Caracterización de residuos

Durante la fase de explotación del vertedero, la empresa TIRME S.A. realizó 5 campañas de caracterización de residuos en las que, para cada estación de procedencia (8 estaciones en total), se determinó su fraccionamiento por materiales componentes. Las campañas tuvieron lugar en junio de 2007, noviembre de 2007, junio de 2008, noviembre de 2008 y junio de 2009. Las estaciones de procedencia de los residuos fueron: PT1 Bunyola, PT2 Sta Margalida, CTP Inca, CTP Lluçmajor, CTP Manacor, CTP Calviá, CTP Artá y CTP Porreres (ver Tabla 3-1).

Tabla 3-1. Fechas de las campañas de caracterización realizadas por TIRME

PROCEDENCIA	CARACTERIZACIONES				
	Junio 2007	Noviembre 2007	Junio 2008	Noviembre 2008	Junio 2009
Lluçmajor	X	X	X	X	X
Bunyola	X	X	X	X	X
Calviá	X	X	X	X	X
Sta. Margalida	X				
Inca	X	X	X	X	X
Manacor	X	X	X	X	X
Artá		X	X	X	X
Porreres			X	X	X

En una primera fase se seleccionaba mediante cuarteos sucesivos una muestra de 250 kg a partir de una muestra original de 1 T de residuo. En la segunda fase se separaba la muestra en 2 fracciones granulométricas, mayor y menor de 5 cm. Una vez separado por tamaños se clasificaba en fracción inerte y fracción combustible y la fracción mayor de 5 cm se clasificó a su vez en subfracciones: materiales inertes (piedras y materiales de construcción, metales férricos y no férricos, vidrio, cerámica y yeso) y materiales combustibles (papel y cartón, plástico fino y grueso, madera, textil, poliespán y espumas, caucho y goma y cable).

3.4. Análisis del lixiviado

Para esta investigación se aprovechó una de las principales tareas del Plan de Vigilancia Ambiental de esta instalación, el control de lixiviado.

Durante el primer año y medio de seguimiento la frecuencia de análisis de lixiviado era mensual. El año y medio siguiente se hicieron controles cada dos meses y, desde entonces, los controles se realizaron de forma semestral. En total, durante este estudio se analizaron 31 muestras de lixiviado.

La muestra de lixiviado se recoge de la arqueta de recolección del lixiviado del vertedero (Imagen 3-3) determinando *in situ* pH, conductividad, OD y potencial redox con equipos portátiles (ph-metro portátil 507 completo con electrodo 52-00 de CRISON, Conductivity Meter 524 de CRISON, sonda de oxígeno portátil modelo Oxi 330/SET de WTW y ph-metro portátil 507 con electrodo de potencial redox de CRISON).



Imagen 3-3. Toma de muestra de lixiviado en la arqueta de recolección

Para conservar la muestra hasta llegar al laboratorio se siguió la norma UNE-EN ISO 5667-3. Se prepara un bote de muestra bruta, un bote de muestra acidificada con ácido sulfúrico hasta pH<2, otro bote con muestra acidificado con ácido nítrico hasta pH<2 para la determinación de metales y por último otro bote con muestra en el que se añade ácido nítrico y dicromato potásico para la

determinación de Hg. Todos estos botes son transportados en neveras para que la temperatura de la muestra sea menor a 4°C.

Los parámetros del lixiviado analizados en laboratorio son: pH, conductividad, demanda química de oxígeno (DQO) disuelta y total, demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO₅) disuelta y total, carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (N-NH₄), alcalinidad, sulfatos, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos (SS), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y concentraciones de distintos metales pesados. En la Tabla 3-2 y la Tabla 3-3 aparecen los parámetros analizados en cada muestra y el método empleado para cada análisis.

Tabla 3-2. Métodos analíticos empleados en el análisis del lixiviado

PARÁMETRO	MÉTODO EMPLEADO
Conservación de muestras	UNE-EN ISO 5667-3: Guía general para la conservación y la manipulación de muestras
pH	4500-H+-B: Método electrométrico. Standard Methods*
Potencial Redox	2580-B: Standard Methods*
Conductividad	2510-B: Standard Methods*
Alcalinidad	2320-B: Método de titulación. Standard Methods*
Sulfatos	Cromatografía iónica
Oxígeno Disuelto	4500-O-G: Standard Methods*
DBO₅	Determinación manométrica consumo de oxígeno
DQO	UNE 77004:2002: Método del dicromato
TOC, TC, IC	5310-B: Método de combustión-infrarrojo. Standard Methods*
N-NH₄ disuelto	4500-NH₃: Método de electrodo selectivo de amonio Standard Methods*
NT disuelto	Método por detección por quimiluminiscencia de NO
Sólidos	2540: Standard Methods *

* Standard Methods (APHA, 2005)

Tabla 3-3. Métodos empleados en la determinación de metales pesados en lixiviado

PARÁMETRO	MÉTODO EMPLEADO
Arsénico	UNE-EN ISO 11969: Método de espectrometría de absorción atómica (técnica de generación de hidruros)
Mercurio	UNE-EN ISO 1483: Método de espectrometría de absorción atómica (técnica de generación de hidruros)
Cadmio	3500-Cd B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*
Cromo	3500-Cr B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*
Níquel	3500-Ni B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*
Plomo	3500-Pb B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods *
Cobre	3500-Cu B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*
Zinc	3500-Zn B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*
Calcio	3500-Ca B: Método espectrometría de absorción atómica. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*
Sodio	3500-Na B: Método de emisión fotométrica de llama. Digestión con HNO ₃ (3030E). Standard Methods*

* Standard Methods (APHA, 2005)

3.5. Seguimiento *in situ* mediante instrumentación

Para la correcta gestión de un vertedero y para establecer las medidas de minimización de los impactos que puede producir en el entorno, es necesario conocer la evolución de los procesos que se dan dentro del mismo. Como se mostró en el Capítulo 2, hasta el momento se han ido probando diferentes técnicas para conocer la evolución de distintos parámetros dentro del residuo, sobre todo en vertederos explotados como biorreactores (Simard *et al.*, 2003; Reinhart, 2002; Zhao *et al.*, 2008; Oonk *et al.*, 2013; Jain *et al.*, 2014).

En España, esta es la primera vez que se instala instrumentación para seguimiento de parámetros hidrológicos y de degradación dentro en un vertedero. Además, también es novedoso el tipo de residuo que va a controlar, rechazo procedente de plantas de tratamiento de RCD, ya que, en otros países se ha utilizado con residuo urbano. De esta manera este trabajo permite conocer mejor el comportamiento de este tipo de residuos en vertederos.

Para facilitar el seguimiento detallado de esta instalación, se diseñó un plan de instrumentación *in situ* específico que controla algunos parámetros internos (biogás, temperatura, altura de lixiviado en el fondo y asientos) que permite conocer mejor el comportamiento del vertedero. Teniendo en cuenta las necesidades de control, la limitación de presupuesto y las previsiones de explotación, el vertedero se dividió en varias zonas, donde se colocó la instrumentación.

Para colocar los instrumentos en primer lugar se abrió una zanja en los residuos en la que se echó una capa de arena o escoria para proteger los cables e instrumentos y evitar que estuvieran directamente en contacto con el residuo. Se extendieron los cables de los instrumentos junto con las mangueras de los tomamuestras en forma de S para evitar roturas en caso de asientos y deformaciones en la zona por el paso de la maquinaria y los camiones. Una vez colocados los instrumentos se cubrieron con una capa de arena protectora y después se echó el residuo (ver Imagen 3-4).

La instalación de los piezómetros se hizo sobre una capa de arena humedecida y se cubrió también con arena. Una vez colocado y cubierto con el residuo se tomó la lectura "cero" de campo, imprescindible para los cálculos posteriores. En el caso de los termómetros, se construyeron unos sacos con malla de

Capítulo 3

cerramiento rellenos de grava gruesa para protegerlo del residuo y evitar acumulación de líquidos en el entorno del instrumento que haría falsear la medida obtenida (ver Imagen 3-5). Finalmente los tomamuestras se conectaron a la manguera que comunica con el exterior para poder obtener las muestras.



Imagen 3-4. Extensión de cables y mangueras (izq.) tapado con arena y residuo(dcha.)



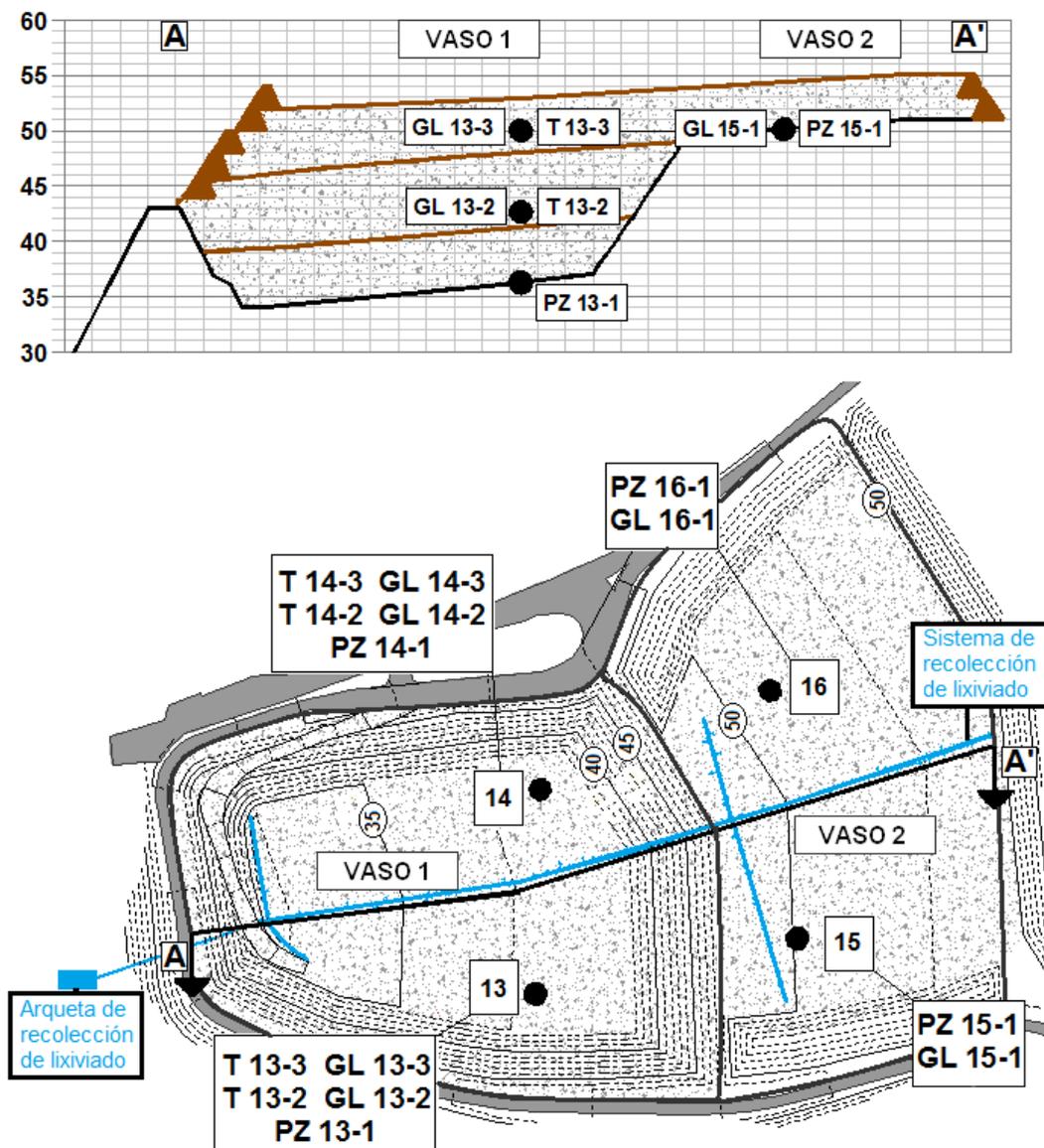
Imagen 3-5. Colocación de un piezómetro y tomamuestras (izq.) y una termorresistencia y tomamuestras (dcha.)

Durante el periodo de explotación se instalaron 4 PT-100 termorresistencias (T), 4 piezómetros de cuerda vibrante modelo 4500 (Geokon) (PZ), dos de ellos con lectura de temperatura, 6 tomamuestras de biogás o lixiviado (GL) y 2 placas de asiento, explicados más detalladamente en los apartados siguientes.

En el Vaso 1 se instalaron PZ 13-1 y PZ 14-1 a cota 36,3 m, T 13-2 y T14-2 a cota 42,5 m y T13-3 y T14-3 a cota 50 m. En el Vaso 2 se colocaron PZ15-1 y

PZ16-1 a cota 50 m. Además se instalaron dispositivos tomamuestras en cuatro puntos del Vaso 1 (GL 13-2 y GL 14-2 a 6,5 m y GL 13-3 y GL 14-3 a 14 m del fondo) y en dos puntos del Vaso 1 (GL 14-1 y GL 15-1 a 0,5 m del fondo). La distribución de estos puntos se muestra en la Figura 3-3.

Inicialmente se instalaron 2 placas de asiento en el Vaso 1, pero al poco tiempo hubo que retirarlas por interferencias con la operación. El principal problema fue la falta de visibilidad de las placas para el operario de la máquina compactadora, provocando que a su paso la placa se moviera y por tanto el tubo que servía como punto de referencia topográfico se inclinó y quedó inservible (Imagen 3-6).



* Leyenda en el texto

Figura 3-3. Disposición de la instrumentación en el vertedero



Imagen 3-6. Tubo de la placa de asiento después de un tiempo en el vertedero

3.5.1. Biogás

Los tomamuestras de biogás o lixiviado, basados en los utilizados por Zhao *et al.* (2003) son dispositivos contruidos al efecto con tubo de policloruro de vinilo (PVC) agujereado, conectados al exterior del residuo por mangueras de PVC (de 15 mm de diámetro) desde las cuales puede obtenerse, por bombeo, muestra del fluido acumulado en el interior del residuo (ver Imagen 3-7).



Imagen 3-7. Detalle de tomamuestras y disposición en vertedero

Para caracterizar el biogás presente en el interior del residuo se analizaron muestras de los muestreadores colocados dentro del vertedero. La frecuencia de muestreo ha variado a lo largo este estudio. Desde septiembre de 2007 hasta

julio de 2010 la frecuencia de los muestreos era trimestral y posteriormente semestral. En estos muestreos se determinaron las concentraciones de CH₄, CO₂, oxígeno (O₂), SH₂ y monóxido de carbono (CO).

El equipo de medida empleado para realizar estas determinaciones es un equipo portátil modelo GA2000 de Geotechnical Instruments (Imagen 3-8). En la Tabla 3-4 aparecen las especificaciones técnicas del mismo.



Imagen 3-8. Equipo analizador de gases portátil GA2000

Para obtener las concentraciones de biogás presentes en los muestreadores localizados dentro del vertedero se sigue el siguiente procedimiento: se conecta una bomba de vacío (Millipore XX5522050) a las mangueras de conexión de los tomamuestras (Imagen 3-9), se aspira durante 10 minutos y se mide. A continuación se aspira durante 60 segundos con el equipo GA2000 y también se anota la medida. A continuación se repite la operación aspirando 5 minutos con la bomba exterior y otros 60 segundos con el equipo, de tal manera que al final del muestreo se obtienen 4 resultados. Para obtener la medida final se calcula la media de estos resultados y la desviación estándar de la misma. Si alguna de las medidas difiere significativamente a las otras se sigue aspirando hasta obtener medidas con concentraciones constantes.

Tabla 3-4. Especificaciones técnicas del equipo GA2000

RANGO DE GASES				
Gases medidos	CO ₂ y CH ₄	Por célula infrarroja de longitud de onda dual con canal de referencia		
	O ₂	Por célula electroquímica interna		
	CO	Medida interna		
	SH ₂	Por célula electroquímica interna		
Rango de medida	CH ₄	0 – 100% lectura		
	CO ₂	0 – 100% lectura		
	O ₂	0 – 25%		
	CO	0 – 500 ppm		
	SH ₂	0 – 500 ppm		
Exactitud típica	GAS	0-5% vol	5-15% vol	> 15% vol
	CH ₄	± 0,5%	± 1,0%	± 3,0%
	CO ₂	± 0,5%	± 1,0%	± 3,0%
	O ₂	± 1,0%	± 1,0%	± 1,0%
	GAS	Todo el rango de medida		
	CO	± 10,0%		
	SH ₂	± 10,0%		
Tiempo de respuesta	CH ₄	≤ 20 segundos		
	CO ₂	≤ 20 segundos		
	O ₂	≤ 20 segundos		
	CO	≤ 60 segundos		
	SH ₂	≤ 60 segundos		



Imagen 3-9. Conexión de la bomba de vacío a la manguera de unión al tomamuestras

3.5.2. Temperatura

Para conocer la temperatura en el vertedero se colocaron 4 Termómetros de resistencia platino tipo PT100 con cápsula de acero inoxidable en el vaso 1 (ver Imagen 3-10).

Las lecturas de temperatura se realizan semanalmente de forma manual por personal de TIRME mediante el tester digital ISO-TECH IDM 91E. Este tester mide resistencia eléctrica en ohmios (Ω) (al aumentar la resistencia aumenta la temperatura) y mediante la siguiente fórmula matemática se hace la conversión a temperatura.

$$T = (2,598 \times R) - 260,09$$

Donde:

T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

R = resistencia (Ω)

Además se instalaron 2 piezómetros de cuerda vibrante GEOKON modelo 4500 A en el Vaso 2 en los puntos 15-1 y 16-1 a cota 50 m que tienen lectura de temperatura.

De igual forma que las termorresistencias, la lectura de la temperatura en los piezómetros también se realiza semanalmente mediante el equipo de GEOKON modelo GK-404 que da la salida directamente en $^{\circ}\text{C}$. Tiene un rango de medida de -15° hasta 60°C con una resolución de $0,1^{\circ}\text{C}$.



Imagen 3-10. Termómetro PT100 instalado en el vertedero

3.5.3. Altura de la lámina de agua

Otro parámetro a controlar en un vertedero es la altura de la lámina de agua que se acumula en el fondo por encima del sistema de recolección del lixiviado.

En este vertedero se instalaron dos piezómetros de cuerda vibrante GEOKON modelo 4500 S en los puntos 13-1 y 14-1 del Vaso 1 a cota 36,3 m y otros dos 2 piezómetros de cuerda vibrante GEOKON modelo 4500 A en el Vaso 2 en los puntos 15-1 y 16-1 a cota 50 m.

Las lecturas de los cuatro piezómetros también se realizan semanalmente de forma manual mediante equipo de GEOKON modelo GK-404. Tiene un rango de lectura de 400Hz a 6000Hz con una resolución de 0,1 Hz.

Para convertir las lecturas del equipo en altura de la lámina de agua se utilizó la siguiente fórmula matemática:

$$P = G \cdot (R_0 - R_1) + K \cdot (T_1 - T_0)$$

Donde:

P = presión (KPa)

G = factor de calibración, constante facilitada por el fabricante

K = factor térmico, constante facilitada por el fabricante

R₀: lectura del equipo en el momento de la instalación (dígitos)

R₁: lectura del equipo en el momento de la medida (dígitos)

T₀: temperatura de calibración (°C)

T₁: temperatura en el momento de la medida (°C)

3.6. Modelización

3.6.1. Descripción general

Se seleccionó el programa MODUELO para aplicarlo en este caso de estudio. Como se recoge en el Capítulo 2, es un programa que integra los procesos hidrológicos, de degradación y de asentamientos que se dan en un vertedero.

El programa se basa en una representación tridimensional del vertedero, formada por capas compuestas por celdas que se van activando a lo largo de la simulación según el historial/plan de explotación. Simulando los procesos hidrológicos, de biodegradación y asentamiento a lo largo del tiempo de manera simplificada, permite estimar, diariamente, el estado de humedad y composición del vertedero, caudal y contaminación orgánica de lixiviados, flujos a través del contorno, asientos y cantidad y composición del biogás generado.

El modelo de simulación se crea combinando cuatro submodelos de distinto tipo, que el usuario define de manera independiente:

- Modelo meteorológico
- Modelo de producción de residuos
- Modelo de almacenamiento de lixiviados
- Modelo morfológico del vertedero

En cada submodelo los datos están agrupados en una o más entidades, lo que permite crear simulaciones de diferentes escenarios combinando entidades y submodelos.

3.6.2. Información disponible

El proceso de recopilación de datos para crear el modelo del vertedero requirió compilar información de distintas fuentes. Algunos datos fueron proporcionados por la empresa TIRME, que se encarga de su explotación, otros se originaron por el trabajo de control y seguimiento realizado en el vertedero como parte de este estudio, y otros se consiguieron a través de otros organismos.

A continuación se enumeran los datos considerados en la creación del modelo del nuevo vertedero en Santa Margalida y cómo se obtuvieron.

Terreno

- Cartografía digitalizada correspondiente al proyecto del nuevo vertedero, con proyecto de ejecución inicial. Realizado por GRUPOTEC.
- Cartografía digitalizada correspondiente a la secuencia de etapas de explotación y a la situación final actual. Realizado por GRUPOTEC.
- Resultados de ensayos realizados al material de cobertura para la realización de los taludes del Vaso 1 por la empresa LBC en enero de 2008.
- Cálculo del grado de compactación del vertedero proporcionado por TIRME en octubre de 2006.
- Cartografía digitalizada del vertedero en abril de 2005
- Cartografía digitalizada del vertedero en marzo de 2006
- Cubicación del vertedero realizada en octubre de 2006 realizada por la empresa Insular Survey.
- Cubicación de los Vasos 1 y 2 en marzo de 2008 realizado por Insular Survey.
- Cubicación de los Vasos 1 y 2 en junio, julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre y diciembre de 2008 realizados por TRATO Trabajos Topográficos.
- Cubicación de los Vasos 1 y 2 en enero, febrero, marzo, abril, mayo, junio y julio de 2009 realizados por TRATO, trabajos topográficos.
- Informes “Levantamiento topográfico y cubicación de los Vasos 1 y 2 del depósito de residuos de Santa Margalida (Mallorca)”, emitidos por TRATO en julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre y diciembre de 2008 y en enero, febrero, marzo, abril, mayo, junio y julio de 2009 que incluyen un modelo digital del terreno comparando la topografía del mes correspondiente con la topografía en marzo de 2006.
- Cartografía digitalizada correspondiente a la secuencia de etapas de explotación (marzo de 2006, junio de 2007, marzo de 2008 y de junio de 2008 a julio de 2009 un levantamiento topográfico mensual) y a la situación final y evolución post clausura (octubre de 2009, marzo y julio de 2010 y febrero de 2011).

Residuos

- Series de datos de toneladas de residuos que han ido llegando al vertedero a lo largo de los años (desde marzo de 2006 hasta julio de 2009) desglosadas

diariamente. La clasificación fundamental distingue la procedencia (de las distintas plantas de tratamiento o estaciones de transferencia). Elaborado por personal de TIRME.

- Series de datos de toneladas de áridos que se han depositado en el vertedero a lo largo del tiempo. Entre marzo - junio de 2006 incluye datos estimados, y a partir de entonces registros diarios separados en 4 categorías, áridos con tres tamaños diferentes (0-8,40; 0-0,8 y 0-0,15 mm). Elaborado por personal de TIRME.
- Datos de la densidad de los áridos según su tamaño basados en medidas estimadas por personal de TIRME.
- Informe “Caracterizaciones de rechazo de RCD's en depósito de rechazo Z2”, realizado por el Departamento de Control de Procesos de TIRME.
- Datos de las caracterizaciones de residuos de distintas procedencias realizadas por personal de TIRME en junio de 2007, noviembre de 2007, junio de 2008, noviembre de 2008 y junio de 2009. Las caracterizaciones diferencian tres fracciones: la fracción inerte, que incluye piedras y material de construcción, la fracción fina inerte, compuesta por metales férricos, metales no férricos, vidrio y cerámica, y la fracción combustible dentro de la cual se distingue entre papel y cartón, plástico fino, plástico grueso, caucho y gomas, madera, textil, cable, poliespán y espuma.
- Información topográfica de las fases de explotación de los Vasos 1 y 2 del nuevo vertedero realizada por TIRME en julio de 2009 y recogido en el fichero “Estudio composición por perfiles V1 y V2.dwg”.

Meteorología

- Datos medios diarios de humedad relativa, temperatura y velocidad del viento y datos horarios de precipitación registrados en la estación meteorológica del vertedero de Corral Serra en Santa Margalida de diciembre 2005 a diciembre de 2009. Recopilados por personal de TIRME.

Para completar estos datos se recurrió a información de las estaciones meteorológicas más cercanas al vertedero.

- Humedad relativa en las horas 0, 7, 13 y 18 en la estación Sa Pobra Sa Canova de los años 2000 a 2005.

- Frecuencias de dirección (en tanto por mil) y velocidad media del viento en km/h por direcciones, durante el periodo 2006-2007 en las estaciones meteorológicas de Porreres y Sa Pobla Sa Canova.
- Datos diarios de velocidad media del viento (km/h) de la estación meteorológica de Sa Pobla Sa Canova desde junio de 2008 hasta diciembre de 2009.
- Temperaturas media, máxima y mínima diarias en las estaciones meteorológicas de Muro y Sa Pobla Sa Canova desde 2000 hasta 2007.
- Temperatura en las horas 0, 7, 13 y 18 en la estación Sa Pobla Sa Canova de los años 2000 a 2005.
- Temperatura media diaria de la estación meteorológica de Muro en el año 2008 y 2009.
- Número de horas de sol diarias de la estación meteorológica Sa Pobla Sa Canova desde 2000 hasta 2005.
- Número de horas de sol en las estaciones meteorológicas de Palma Aeroport y Palma Portopí de los años 2006, 2007, 2008 y 2009.
- Precipitación diaria en las estaciones meteorológicas de Santa Margalida, Muro y María de la Salut de los años 2000 a 2007.
- Precipitación diaria en la estación meteorológica de Muro de los años 2008 y 2009.
- Datos diarios de temperatura media, máxima y mínima, humedad relativa media diaria, precipitación diaria y velocidad media del viento en la estación meteorológica de Son San Juan (83060 LEPA) disponible en la página WEB:
http://www.tutiempo.net/clima/Palma_De_Mallorca_Son_San_Juan/83060.htm

Lixiviado

- Registro diario del lixiviado bombeado desde la arqueta de recolección hasta la balsa de acumulación de lixiviado, desde junio de 2006 hasta agosto de 2007. Recopilado por TIRME.
- Registro diario desde enero de 2007 del lixiviado extraído de la balsa y llevado a depuradora. Recopilado por TIRME.
- Registro diario desde junio de 2007 del lixiviado extraído de la arqueta o de la balsa de acumulación por el camión de recirculación. Recopilado por TIRME.

- Datos semanales de nivel piezométrico del lixiviado dentro del nuevo Vaso 1 y del nuevo Vaso 2 presentados en el Capítulo 4 "Resultados de seguimiento" a partir de los datos registrados por personal de TIRME.
- Datos diarios de recirculación de lixiviado desde junio de 2007 hasta diciembre de 2009. Recopilado por TIRME.
- Registro desde junio de 2009 del funcionamiento de la válvula de salida del lixiviado de los vasos nuevos. Se informa de la hora de apertura de la válvula con o sin salida de lixiviado y también se informa de la hora de cierre de la válvula, bien porque la arqueta se ha llenado o bien porque ya no sale más lixiviado. Recopilado por TIRME.
- Series analíticas mensuales del lixiviado recogido de la arqueta en los años 2007 y 2008 y series analíticas bimensuales del lixiviado recogido de la arqueta en el año 2009, presentadas en el Capítulo 4 "Resultados de seguimiento".

Biogás

- Series trimestrales de concentración de biogás en tomamuestras en el Vaso 1 y Vaso 2, presentadas en el Capítulo 4 "Resultados de seguimiento".

Temperatura

- Registro semanal de temperaturas dentro de la masa de residuos, realizado por el personal de TIRME desde junio de 2007 en el Vaso 1 presentados en el Capítulo 4 "Resultados de seguimiento" a partir de los datos registrados por personal de TIRME.

3.6.3. Procesamiento de la información disponible. Limitaciones al alcance del modelo

Representación del vertedero

La información disponible sobre la explotación del nuevo vaso de vertido ha permitido crear modelos razonablemente aproximados del residuo que ha llegado al vertedero (con apoyo de información bibliográfica sobre características de cada clase de residuo), su configuración física (distribución en capas de

residuos, sistema de drenaje inferior) y acción meteorológica a la que ha estado sometido.

El programa lee el modelo de terreno a partir de ficheros XML. Este tipo de fichero se generó a partir de un plano digitalizado en formato DXF mediante el Conversor DXF (ver Figura 3-4).

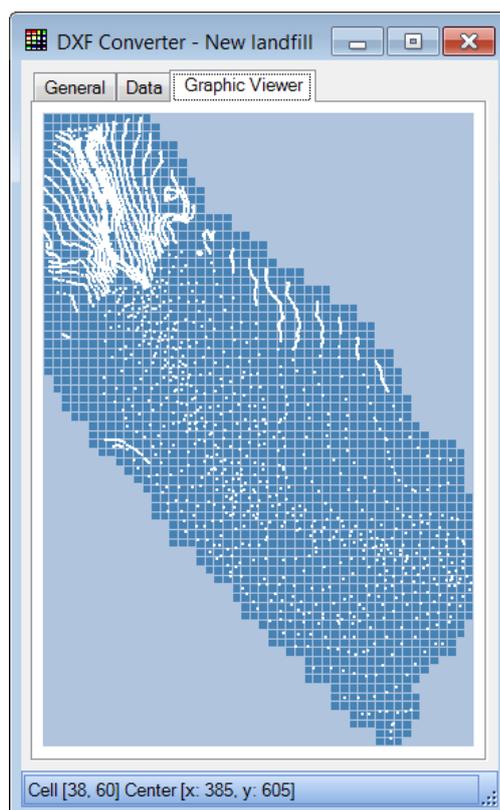


Figura 3-4. Discretización del terreno y puntos originales del fichero DXF

Una vez procesado el fichero DXF y definidas las dimensiones de cada celda, el programa calculó las cotas del terreno y generó el fichero XML (ver Figura 3-5).

A partir de este punto se empezó a generar el modelo del vertedero. Para ello se definieron los cuatro submodelos descritos a continuación:

Modelo morfológico del vertedero

El modelo morfológico del vertedero se construyó colocando sucesivamente las celdas que representan los distintos materiales/residuos según el historial real de explotación. El vertedero se rellenó con distintos tipos de celdas, en MODUELO existen dos tipos principales de celda, “Vertedero” y “Suelo”. El tipo Vertedero incluye una capa de residuo y su cobertura correspondiente, mientras que el tipo

Suelo está compuesto de un material homogéneo (como el empleado para caballones, muros, o pantallas drenantes). En caso de estar en la última capa ambos tipos de celda son además de tipo “Sellado”, que se diferencia de las anteriores en las propiedades hidrológicas superficiales (en éstas últimas se produce evapotranspiración en lugar de evaporación simple).

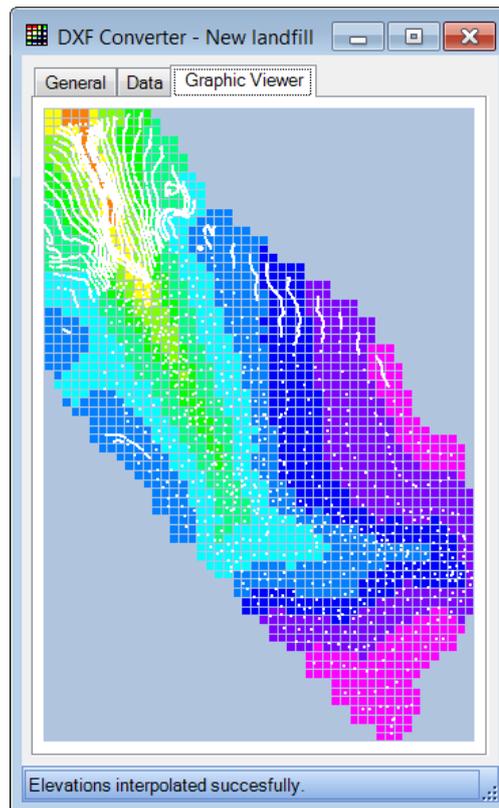


Figura 3-5. Modelo del terreno con las cotas calculadas

Una vez rellenado el vertedero, se definió el sistema de recolección de lixiviados. En MODUELO existen tres tipos principales de sistemas de recolección de lixiviados: “Grava”, “Tubería” y “Pozo”. En este caso el sistema de recolección es mediante tubería de PVC de 25 cm de diámetro (ver Figura 3-6).

Después se definió la gestión de la escorrentía superficial, esto es, la gestión de aquellos volúmenes de agua que no se infiltran en las celdas superiores y, acumulados en superficie, al superar la profundidad de almacenamiento superficial discurren en forma de escorrentía superficial.

Por último se especificó el sistema de recirculación de lixiviado. La recirculación puede hacerse durante la explotación y/o durante el periodo postclausura. En MODUELO existen siete tipos principales de sistemas de recirculación de lixiviados durante la etapa de explotación del vertedero: Prehumectación del

residuo, Riego en el frente de vertido, Riego mediante difusores, Lagunas sobre la superficie, Inyección mediante conducciones horizontales, Inyección mediante pozos verticales y Extracción mediante pozos verticales. En este trabajo el sistema de recirculación utilizado fue por riego en el frente de vertido.

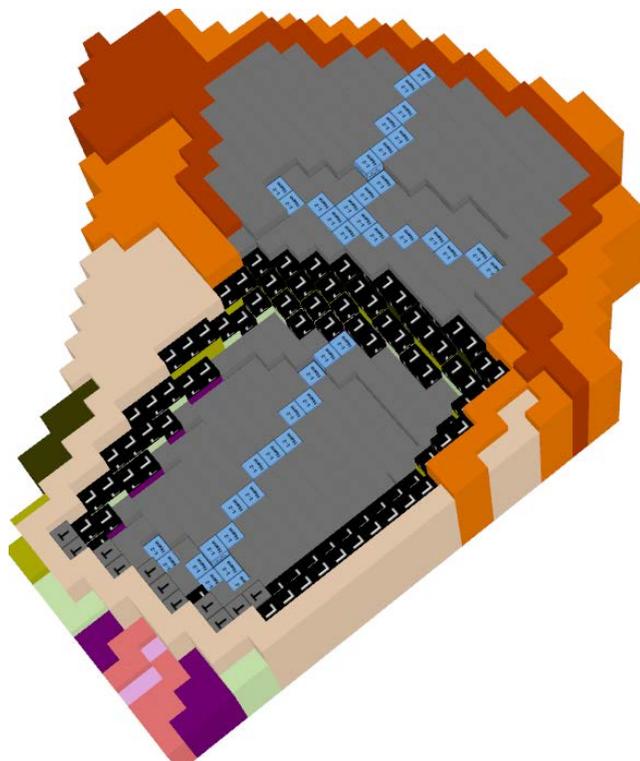


Figura 3-6. Modelo del vertedero con el sistema de recolección de lixiviado definido

Modelo de producción de residuos

Los modelos de generación de residuos permiten representar los distintos residuos que se vierten en el vertedero a lo largo de su historial de explotación y/o evaluar distintas estrategias de gestión de residuos independientemente de su efecto en vertedero. Cada modelo consta de tres módulos: componentes, periodos de generación y simulaciones.

Componentes: se empleó éste módulo porque se disponía de información sobre la cantidad de los distintos materiales (papel, madera, metal, textil, goma, etc.) que llegaron a vertedero. Aquí se definieron las propiedades de cada componente en cuanto a composición elemental, biodegradabilidad, densidad, humedad y poder calorífico.

Periodos de generación: permitieron definir las distintas corrientes de residuos que llegaron al vertedero a lo largo de la explotación. En este módulo se

especificaron la composición por componentes del residuo que llegó al vertedero, la generación mensual del residuo y otras características relacionadas con la biodegradabilidad del residuo.

Simulación: al realizar la simulación se generaron los resultados del residuo global del vertedero; composición, fracción biodegradable, densidad, humedad, etc.

Modelo meteorológico

Los datos meteorológicos se cargaron desde un fichero tipo XLS creado previamente. En él aparecían: humedad relativa media diaria, temperatura media, velocidad media del viento, número de horas diarias de sol, precipitación horaria, precipitación diaria, temperatura máxima y temperatura mínima.

Modelo de almacenamiento de lixiviado

El modelo de almacenamiento de lixiviados permite simular depósitos de almacenamiento donde se mezclan distintas corrientes de líquido generadas en el vertedero para su posterior recirculación, envío a estaciones de tratamiento, etc. Establece la cantidad y características principales (contenido de contaminantes) del lixiviado almacenado en el depósito a lo largo de la simulación.

3.6.4. Hidrología

La gestión del lixiviado procedente del depósito de rechazos ha variado a lo largo del tiempo. Las etapas por las que ha pasado vienen detalladas en el apartado 3.2.2. *Gestión de lixiviado* de este capítulo.

Durante algunos períodos la recirculación de lixiviado se ha complementado con recirculación de parte de las aguas pluviales recogidas en el vertedero: entre junio y octubre de 2007, diciembre de 2007, entre marzo y mayo de 2008 y entre agosto de 2008 y mayo de 2009. En este último período no se registraron los volúmenes recirculados.

En la serie de aguas pluviales recirculadas no se dispone de información desde agosto de 2008 a mayo de 2009. Para estimar este volumen se han tenido en cuenta las siguientes consideraciones:

- El mínimo volumen de entrada mensual al vertedero entre precipitación, lixiviado y pluviales desde junio de 2007 hasta julio de 2008 ha sido 650 m³.

- Los pluviales recirculados en los meses en los que existe dato se calculan como la diferencia entre el volumen mínimo anterior y el volumen precipitado menos el recirculado registrado.
- En agosto de 2008 sí aparece un dato de recirculación de pluviales, mientras que de septiembre de 2008 a mayo de 2009 sólo con la precipitación se cumpliría la condición adoptada. Teniendo en cuenta además que la distribución de las lluvias ha sido homogénea en estos meses, se ha considerado que no ha habido recirculación de aguas pluviales.

Por otra parte, desde junio hasta diciembre de 2009 sí se registraron los movimientos de las aguas pluviales, constatando que no hubo recirculación sobre los residuos en ninguno de estos meses y que únicamente se utilizaron para regar los viales en junio de 2009.

La serie temporal de caudales de lixiviado generado se ha construido de acuerdo con TIRME, según los siguientes criterios:

- Hasta junio de 2006 (explotación del vertedero por parte de Mac Insular) no hubo registro de lixiviado bombeado. Sólo se dispone del dato aproximado, proporcionado por TIRME, de que la balsa de acumulación de lixiviado estaba llena hasta media altura (lo que supone alrededor de 2.000 m³).
- Hasta julio 2007 se considera como lixiviado generado el registrado como bombeados a la balsa.
- Desde septiembre de 2007 hasta mayo de 2008 se considera el lixiviado generado (o lixiviado extraído de la arqueta) como la diferencia entre el lixiviado recirculado y el lixiviado extraído de las balsas.
- Los meses de agosto 2007 y junio, julio y agosto de 2008 se considera que el lixiviado recirculado era extraído de la balsa de almacenamiento de lixiviado (TIRME indica que en esos meses el vertedero no genera lixiviado).
- Desde septiembre de 2008 hasta diciembre de 2008 se consideran los datos recogidos como retirada de lixiviado nuevo desde la arqueta para recircular que aparecen en el apartado “Control. Retirada Lixiviats” de la hoja de Control de Explotación “I160_CES_200812.xls”.
- Desde enero de 2009 hasta julio de 2009 se consideran los datos recogidos como retirada de lixiviado nuevo desde la arqueta para recircular que aparecen en el apartado “Control. Retirada Lixiviats” de la hoja de Control de Explotación “I160_CES_200912.xls”.

- En el mes de octubre de 2009, el volumen de lixiviado que aparece como retirado de la arqueta en el apartado “Control. Retirada Lixiviats” de la hoja de Control de Explotación “I160_CES_200912.xls” en vez de ir a recirculación se llevó a la balsa de almacenamiento como nos informó el personal de TIRME que se encarga de la explotación.
- En el mes de diciembre de 2009 el volumen de lixiviado que aparece como retirado de la balsa de acumulación de lixiviado “Control. Retirada Lixiviats” de la hoja de Control de Explotación “I160_CES_200912.xls” se recirculó sobre el Vaso 1.

En cualquier caso hay que considerar que todos los datos registrados están condicionados por el manejo de la válvula de paso existente en el tramo final de la tubería de evacuación de lixiviado desde los Vasos 1 y 2 (antes de la arqueta de recolección). A lo largo de estos años, desde que en 2006 comenzase la explotación de los nuevos Vasos, se ha aprovechado esta válvula para controlar la salida de lixiviado para, en un principio, no exceder la capacidad de la bomba, y luego adaptar los volúmenes a los viajes del camión-cuba. Como consecuencia las series de que se dispone informan sólo sobre el volumen extraído de los vasos nuevos en explotación. El programa por su parte simula la cantidad de lixiviado que evacuarían los sistemas de recolección si se dejaran desaguar libremente, bajo la acción de la gravedad. Las series simuladas y medidas por tanto se diferenciarán en el volumen de lixiviado acumulado en el vertedero que podría ser extraído a través del sistema de drenaje (con la válvula abierta).

3.6.5. Degradación

Las series disponibles de caracterización de la calidad del lixiviado incluyen además de los datos de la muestra tomada en enero de 2007, los datos de muestras tomadas mensualmente desde junio de 2007 hasta febrero de 2009 y cada dos meses desde abril hasta diciembre de 2009.

Las muestras de lixiviado son muestras puntuales y pueden verse afectadas en el momento de la recogida por diversos factores meteorológicos como la precipitación, provocando cierta dilución que no ocurre en otros momentos del día. Esta circunstancia debe tenerse en cuenta al comparar los valores medidos con los valores obtenidos en el modelo, ya que estos son valores medios diarios.

Por otro lado, aunque se dispone de series temporales de la calidad del biogás en los tomamuestras situados en la masa de residuos, en las que se contempla la proporción de O₂, CO₂, CH₄ y resto, los modelos incluidos en el programa no

simulan la introducción de aire hacia el interior del vertedero ni el movimiento de los gases en la masa de residuos, sino únicamente la generación de los mismos. Entre los resultados de simulación se obtienen las cantidades de CO₂, CH₄ e H₂ generados en el vertedero, que tampoco se pueden comparar directamente con datos experimentales porque en campo no se ha medido H₂.

3.7. Referencias

- APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington DC, USA: American Public Health Association.
- Consejo Europeo (1999). Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.
- Jain P., Ko J.H., Kumar D., Powell J., Kim H., Maldonado L., Townsend T. y Reinhart D.R. (2014). Case study of landfill leachate recirculation using small-diameter vertical wells. *Waste Management*, 34, 2312-2320.
- Oonk H., Zomeren A., Rees-White T.C., Beaven R.P., Hoekstra N., Luning L., Hannen M., Hermkes H. y Woelders H. (2013). Enhanced biodegradation at the Landgraaf bioreactor test-cell. *Waste Management*, 33, 2048-2060.
- Reinhart D. (2002). Florida bioreactor demonstration project. Instrumentation. Actas del Congreso "Waste Tech 2002". Coral Springs, Florida, EE.UU.
- Simard A., Norstrom J. y Bourque H. (2003). Construction, operation and monitoring of a bioreactor landfill in Sainte-Sophie, Quebec, Canada. Actas del Congreso Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- Tchobanoglous G., Theisen H. y Vigil S.A. (1993). Integrated Solid Waste Management, International Edition. McGraw-Hill.
- UNE 77004:2002. Calidad del agua. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO). Método del dicromato. (ISO 6060:1989)
- UNE-EN ISO 5667-3:2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Conservación y manipulación de las muestras de agua. (ISO 5667-3:2003).
- UNE-EN ISO 11969:1997. Calidad del agua. Determinación de arsénico. Método de espectrometría de absorción atómica (técnica de generación de hidruros). (ISO 11969:1996).
- UNE-EN ISO 1483:2007. Calidad del agua. Determinación de mercurio. Método por espectrometría de absorción atómica. (EN 1483:2007).
- Zhao X., Voice T.C., Khire M., Maher S., Musleh R., Heerwani P. y Hashsham S. (2003). Full-scale evaluation of bioreactor landfill technology. Actas del Congreso "8th Annual Landfill Symposium". Atlantic City, EE.UU.
- Zhao X., Musleh R., Maher S., Khire M.V., Voice T.C. y Hashsham S.A. (2008). Start-up performance of a full-scale bioreactor landfill cell under cold-climate conditions. *Waste Management*, 28, 2623-2634.

Capítulo 4

RESULTADOS DE SEGUIMIENTO

4.1. Introducción

En este capítulo se muestran y analizan los resultados obtenidos durante 5 años de estudio del residuo, el lixiviado y el biogás generado y de otras variables medidas *in situ*.

A partir de estos resultados se evalúa y se extrae conocimiento sobre los procesos hidrológicos y de degradación que se dan en vertederos que reciben como residuo el rechazo de los centros de tratamiento de RCD.

En el vertedero de Corral Serra (Santa Margalida) se depositó residuo procedente de centros de tratamiento de RCD además de árido utilizado como cobertura. En primer lugar se detalla la cantidad de residuo vertida tanto en masa como por procedencia. Después se presenta la composición de ese residuo por componentes.

También se presenta la evolución del lixiviado tanto en cantidad como la calidad. Se concreta el volumen utilizado en las diferentes etapas de gestión del lixiviado y su relación con la precipitación y evapotranspiración de la zona en la que está ubicado el vertedero. Además se analiza la evolución de la calidad del lixiviado, estudiando los parámetros analizados en este tiempo, entre los que destacan los contaminantes presentes en mayor concentración y su posible procedencia.

Asimismo se presentan los resultados de la instrumentación colocada en el interior del residuo para el control del vertedero. Por un lado evolución de la composición del biogás generado en distintos puntos del interior del vertedero, con presencia de CH_4 y SH_2 y los datos de temperatura registrados en esos mismos puntos. Y por otro lado la altura del nivel de lixiviado acumulado en el fondo del vertedero registrado por los piezómetros durante el periodo de estudio.

4.2. Caracterización del residuo

4.2.1. Cantidad de residuo depositado

El registro de entrada al vertedero separa las cargas de residuos que van llegando según su procedencia. La Tabla 4-1, elaborada a partir de estos registros, muestra el peso de residuo depositado en el vertedero desde marzo de 2006 hasta el 3 de julio de 2009, momento en el que cesaron los vertidos. Durante este tiempo se depositaron 218.702 T que, considerando una densidad de $0,7 \text{ T/m}^3$ calculada a partir de los levantamientos topográficos, suponen un volumen de 312.431 m^3 de residuo.

La Figura 4-1 muestra la evolución de las cantidades de residuo depositadas en el vertedero según su procedencia. El principal centro de aportación de residuos fue la PT1 y localizada en Bunyola: sus residuos supusieron más del 44% de los residuos vertidos. Las otras grandes fuentes de residuo en este vertedero fueron los CTP de Lluçmajor y de Calviá con casi un 17% y un 12% respectivamente.

Además de residuo, también se ha dispuesto en el vertedero árido como material de cobertura intermedia. Este árido procede de la TP2 de Santa Margalida situada junto al vertedero (Tabla 4-2). Durante este tiempo se depositaron 85.041 T de áridos que, con una densidad media de $1,4 \text{ T/m}^3$, suponen un volumen de 60.744 m^3 de árido. En la Figura 4-2 se aprecia la disminución de entrada de árido a medida que avanzaba la explotación, debido a las diferentes estrategias de gestión que se han llevado a cabo en este vertedero. De igual forma se puede apreciar en la Figura 4-1 la influencia de la crisis del sector inmobiliario en la producción de residuos de este tipo y en consecuencia el descenso de llegada de material al vertedero según pasan los años.

Tabla 4-1. Toneladas de residuos vertidos

	P.T. Bunyola	P.T. Santa Margalida	CTP Inca	CTP Llucmajor	CTP Artá	CTP Manacor	CTP Calviá	CTP Porreres	AÑO
mar-06	3.965	58	495	1.982	543	376	880	0	
abr-06	3.082	0	121	916	320	393	566	299	
may-06	2.923	1.007	655	1.604	613	582	1.072	119	
jun-06	3.108	347	547	1.264	352	359	461	11	
jul-06	3.273	243	356	1.150	267	365	738	315	64.433
ago-06	2.715	336	301	1.100	152	243	661	93	
sep-06	2.917	207	458	1.017	315	273	598	189	
oct-06	2.424	246	201	1.103	210	283	390	392	
nov-06	2.759	352	529	763	351	460	914	82	
dic-06	2.141	375	426	1.182	267	398	673	210	
ene-07	2.318	313	580	1.211	70	330	911	318	
feb-07	2.253	383	308	1.016	509	351	547	97	
mar-07	2.972	408	532	1.627	213	230	835	325	
abr-07	2.710	171	472	1.404	344	458	1.217	237	
may-07	2.770	281	472	1.437	435	558	1.163	356	
jun-07	3.182	256	512	2.242	260	304	1.015	17	77.203
jul-07	2.850	256	695	1.034	281	474	1.350	597	
ago-07	2.510	219	643	1.692	394	407	926	324	
sep-07	2.428	250	736	670	214	337	718	290	
oct-07	2.625	195	612	797	271	318	531	64	
nov-07	2.225	218	392	782	188	516	416	249	
dic-07	2.034	429	455	884	290	292	900	295	
ene-08	2.061	309	450	608	88	201	344	119	
feb-08	2.132	213	425	674	349	243	413	196	
mar-08	1.785	277	244	610	226	248	660	0	
abr-08	2.278	343	252	596	121	227	587	234	
may-08	2.429	311	723	639	579	309	439	241	
jun-08	2.300	307	442	949	261	458	765	230	54.755
jul-08	2.413	0	462	641	297	269	797	265	
ago-08	2.061	293	345	443	200	216	495	332	
sep-08	2.229	227	418	524	155	203	376	268	
oct-08	2.404	0	417	451	280	380	409	221	
nov-08	2.014	345	220	594	200	271	365	139	
dic-08	1.729	263	196	257	208	104	352	112	
ene-09	1.436	0	351	461	149	289	380	46	
feb-09	1.933	322	330	464	116	257	435	187	
mar-09	2.049	0	274	386	173	119	467	194	
abr-09	1.766	332	222	358	196	128	169	72	22.311
may-09	1.853	317	183	307	214	409	435	211	
jun-09	2.027	0	488	482	245	160	277	162	
jul-09	285	0	45	51	11	25	53	10	

Tabla 4-2. Toneladas de áridos vertidos

FECHA	Árido 8-40	Árido 0-8	Árido 0-15	Mineral	Total áridos depositados	ANUAL
mar-06						
abr-06						
may-06		4.323			4.323	
jun-06						
jul-06	22	586	4.826	0	5.434	17.395
ago-06	0	0	0	0	0	
sep-06	204	349	289	0	842	
oct-06	1.778	415	52	0	2.245	
nov-06	0	1.596	2.872	0	4.468	
dic-06	83	0	0	0	83	
ene-07	258	2.283	1.874	357	4.772	
feb-07	0	267	491	1.871	2.629	
mar-07	73	269	462	2.010	2.814	
abr-07	375	600	1.423	2.217	4.615	
may-07	158	264	1.991	3.035	5.448	
jun-07	66	254	1.387	2.321	4.028	50.401
jul-07	0	236	1.192	3.561	4.989	
ago-07	44	1.075	4.158	781	6.058	
sep-07	508	964	3.450	402	5.324	
oct-07	47	697	3.849	0	4.593	
nov-07	140	340	1.885	0	2.365	
dic-07	70	25	2.671	0	2.766	
ene-08	155	50	554	0	759	
feb-08	0	0	0	0	0	
mar-08	0	0	0	1.133	1.133	
abr-08	0	0	0	337	337	
may-08	0	0	0	675	675	
jun-08	0	0	497	691	1.188	13.090
jul-08	274	0	0	640	914	
ago-08	244	0	0	1.174	1.418	
sep-08	209	0	749	749	1.707	
oct-08	169	0	489	489	1.147	
nov-08	549	0	1.129	529	2.206	
dic-08	34	0	1.100	472	1.605	
ene-09	0	0	0	617	617	
feb-09	0	0	0	0	0	
mar-09	0	0	0	0	0	
abr-09	0	0	0	0	0	4.155
may-09	0	0	0	0	0	
jun-09	0	0	0	522	522	
jul-09	0	0	0	3.017	3.017	

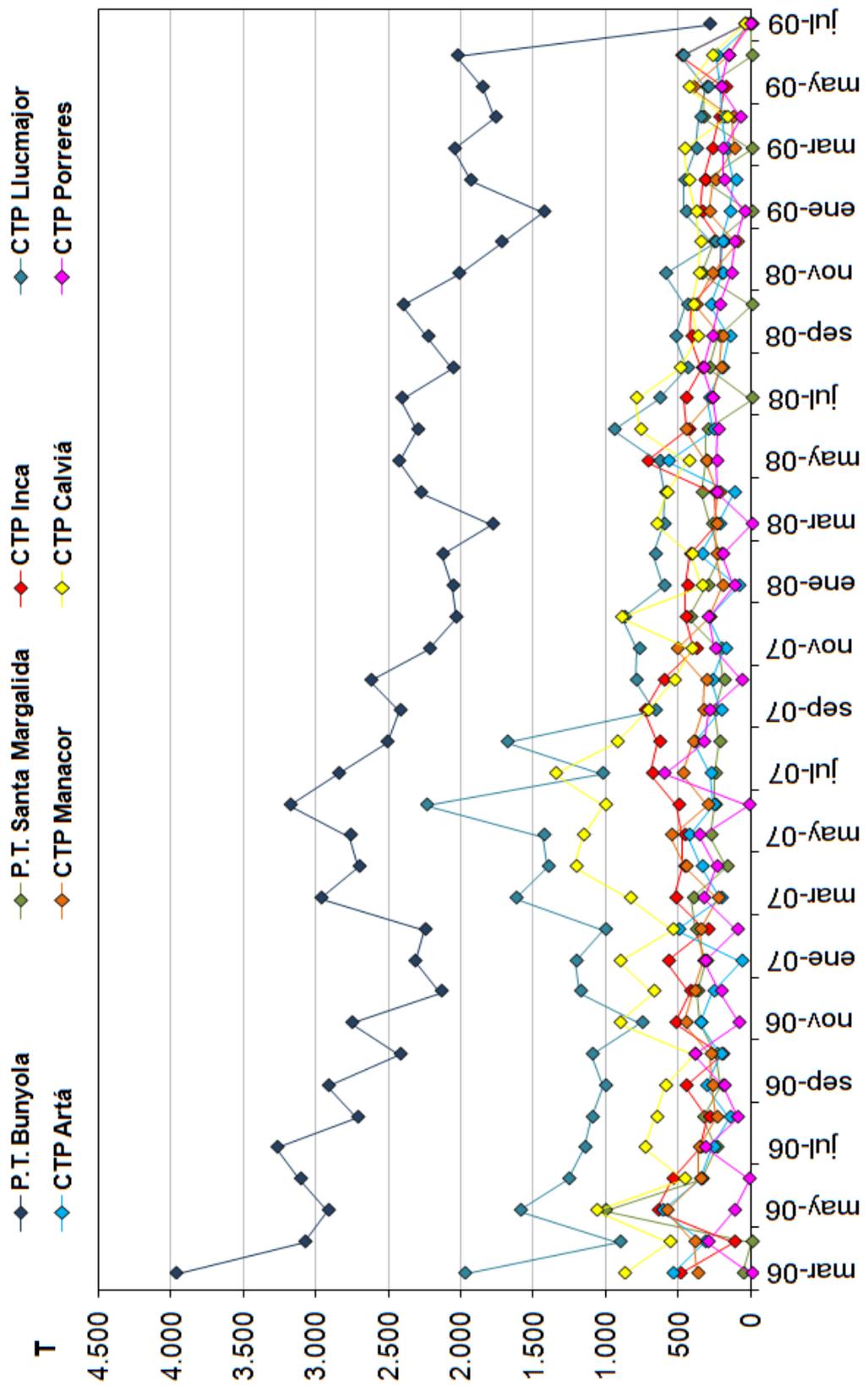


Figura 4-1. Cantidad de residuo depositado según procedencia

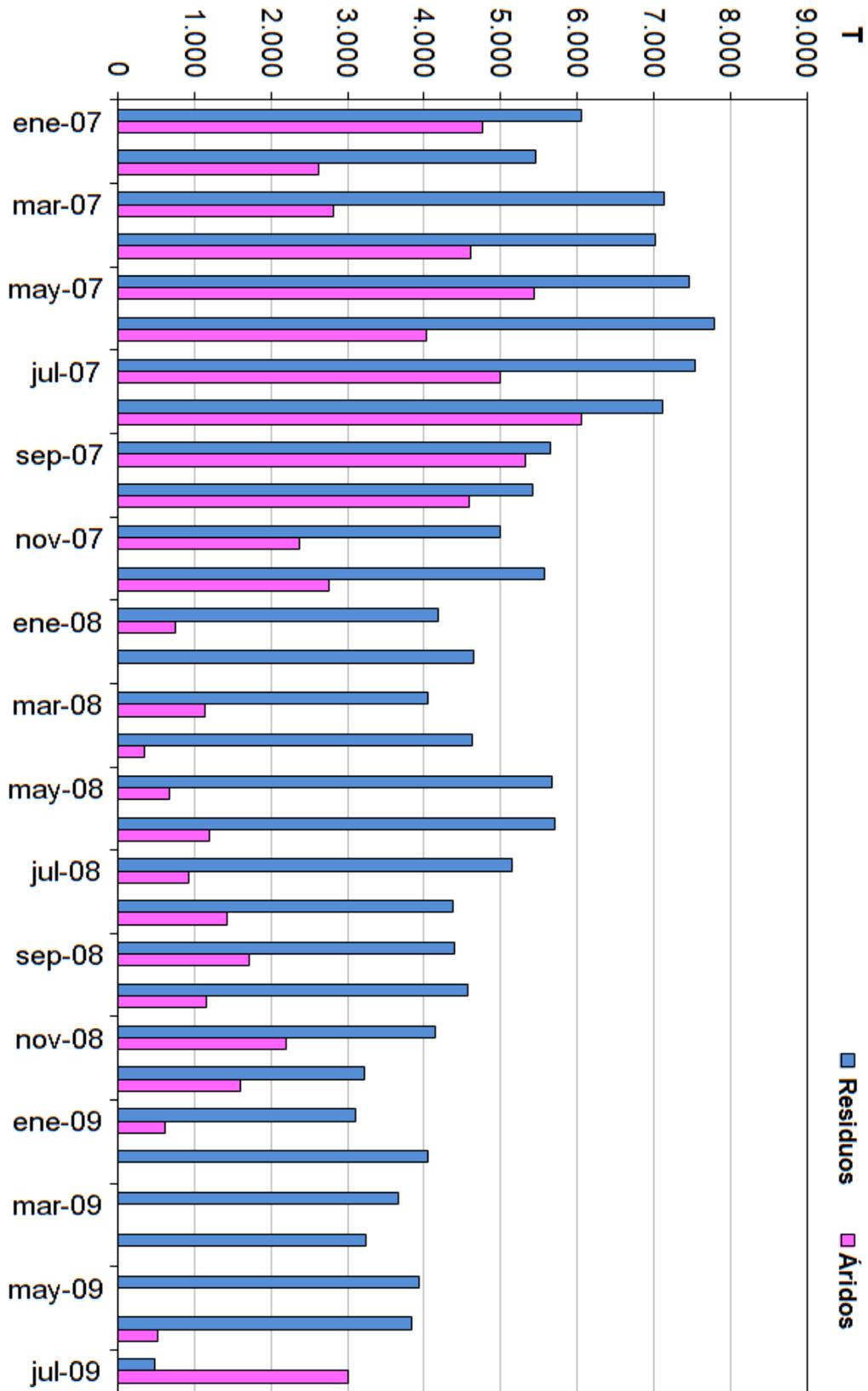


Figura 4-2. Cantidad de residuo y árido depositada

4.2.2. Composición del residuo

Al ponderar los resultados de las 5 campañas de caracterización del residuo realizadas por TIRME según se describe en el Capítulo 4 de Metodología, se obtiene una estimación de la composición media global en % en peso de los residuos según su procedencia (Tabla 4-3).

Considerando el registro desde la apertura del vertedero, junto con los resultados de las distintas campañas de caracterización, se obtiene la distribución en materiales del residuo vertido en Corral Serra (sin incluir el árido utilizado como cobertura) que se muestra en la Figura 4-3.

Tabla 4-3. Composición media global del residuo según su procedencia

		PT1 Bunyola	PT2 Sta Margalida	CTP Inca	CTP Llucmajor	CTP Manacor	CTP Calvià	CTP Artà	CTP Porreres
Fracción Inerte	Piedras y material de construcción (%)	5,4	10,5	5,9	11,4	4,5	7,0	7,4	6,4
	Fracción fina inerte (%)	14,9	16,1	21,1	26,7	17,0	27,0	31,1	24,4
	Metales férricos (%)	3,4	2,0	3,1	2,2	2,5	2,7	1,6	2,3
	Metales no férricos (%)	0,5	1,0	0,4	0,8	0,3	0,3	0,2	0,6
	Vidrio (%)	0,8	0,2	1,6	0,3	1,1	0,9	0,2	0,6
	Yeso (%)	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
	Cerámica (%)	0,3	0,0	0,6	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Fracción Combustible	Papel y Cartón (%)	6,1	5,2	6,8	7,3	5,6	4,3	5,1	10,4
	Plástico fino (%)	2,7	2,8	3,0	5,8	4,9	2,7	3,2	5,9
	Plástico grueso (%)	4,7	7,8	9,3	4,0	10,8	5,4	8,1	8,4
	Caucho y gomas (%)	0,9	1,0	0,9	1,2	0,6	0,7	0,8	1,1
	Madera (%)	53,1	43,8	32,7	34,0	41,4	41,0	32,3	26,4
	Textil (%)	4,6	7,3	12,3	5,1	8,2	6,6	8,0	10,0
	Cable (%)	1,0	0,9	0,0	0,3	0,2	0,1	0,0	0,1
	Poliespán y espuma (%)	1,7	1,5	2,2	0,8	2,8	1,3	1,8	3,1

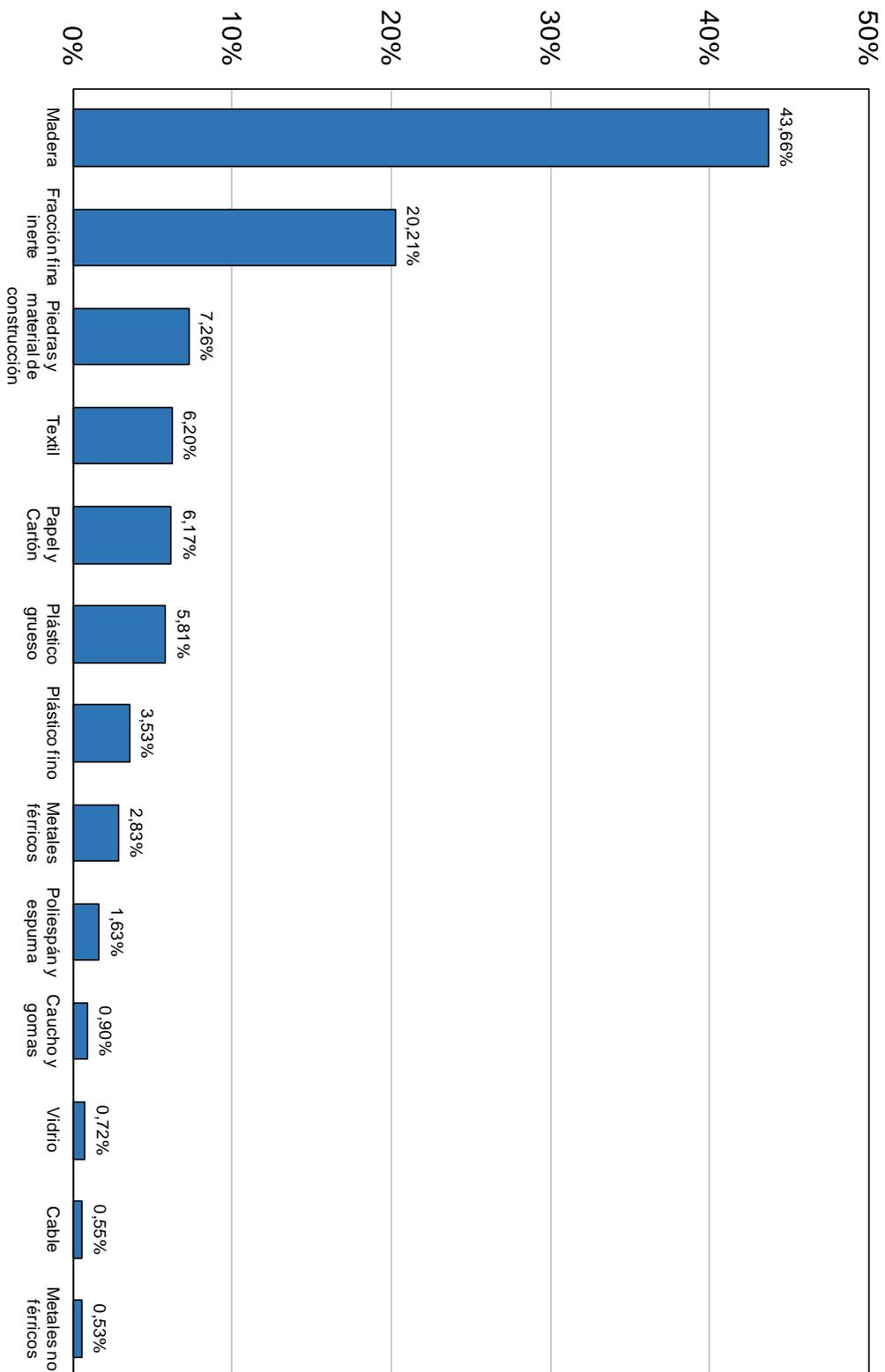


Figura 4-3. Composición del residuo depositado en el vertedero

Como se puede observar, los materiales lentamente biodegradables (madera y textiles) y los rápidamente biodegradables (papel y cartón), constituyen el 56% en peso del residuo que entra al vertedero. La contribución significativa de la madera, en particular, coincide con la proporción recibida en otros vertederos de RCD (US EPA, 1995). De hecho, gran parte de los estudios experimentales dirigidos a conocer el potencial contaminante del RCD, se centran en caracterizar la lixiviabilidad de las maderas tratadas de distintas maneras (Dubey *et al.* 2009; Jambeck *et al.* 2008; Khan *et al.* 2006).

Por otro lado, destaca la escasa cantidad de yeso identificada en este caso (0,1% en peso), muy reducida comparada con otros datos publicados. US EPA (1998) encontró un rango entre el 21 y el 27% de residuos de escayola en los de RCD recibidos en vertederos de EE.UU. Esta gran diferencia se debe a las distintas costumbres constructivas. Para tabicar edificios, en el sur de Europa se utilizan habitualmente ladrillos y no paredes de escayola. En estos países los únicos elementos constructivos de yeso de uso generalizado son los techos y las molduras de escayola.

4.3. Evolución del lixiviado

4.3.1. Volumen de lixiviado

La extracción de lixiviado en el vertedero ha sufrido diferentes etapas de gestión como se recoge en el apartado 3.2.2. *Gestión de Lixiviado del Capítulo 3: Metodología*. En la Tabla 4-4 se muestra la cantidad de lixiviado extraído del vertedero y su destino final, según la forma de gestión de ese momento.

Tabla 4-4. Cantidad de lixiviado extraído y reciclado en el periodo estudiado

PERIODO	VOLUMEN DE LIXIVIADO (m ³)			
	Extraído de la Arqueta	Extraído de la Balsa a recirculación	Depositados en la Balsa	Reciclosados
Agosto – diciembre 2006	1.457		1.457	
Enero – julio 2007	3.356	1.956	3.356	1.956
Agosto - diciembre 2007	3.511		2	3.509
Enero 2008 – agosto 2011	8.232	5.401	1.054	12.579
TOTAL	16.556	7.357	5.869	18.044

Durante los 66 meses de explotación, el vertedero recibió 1.221 mm de precipitación neta (una media de 18 mm/mes). Esta precipitación es la diferencia entre la lluvia que cae directamente en la superficie del vertedero menos el potencial de evapotranspiración (siempre que la precipitación sea mayor que la evapotranspiración). Para calcularlo se realiza un balance mensual de precipitación y evapotranspiración.

La Figura 4-4 muestra el volumen de lluvia caído en el vertedero y el lixiviado extraído del mismo durante los meses del estudio. Como corresponde a un vertedero pequeño y con importantes caminos preferenciales, la respuesta a las lluvias es rápida. El residuo vertido está formado por partículas grandes que proporcionan mucho espacio disponible para el agua entre ellas y además contiene materiales plásticos que no dejan pasar el agua a través de ellos (Imagen 4-1). Esto favorece la formación de caminos preferenciales en momentos de lluvia.

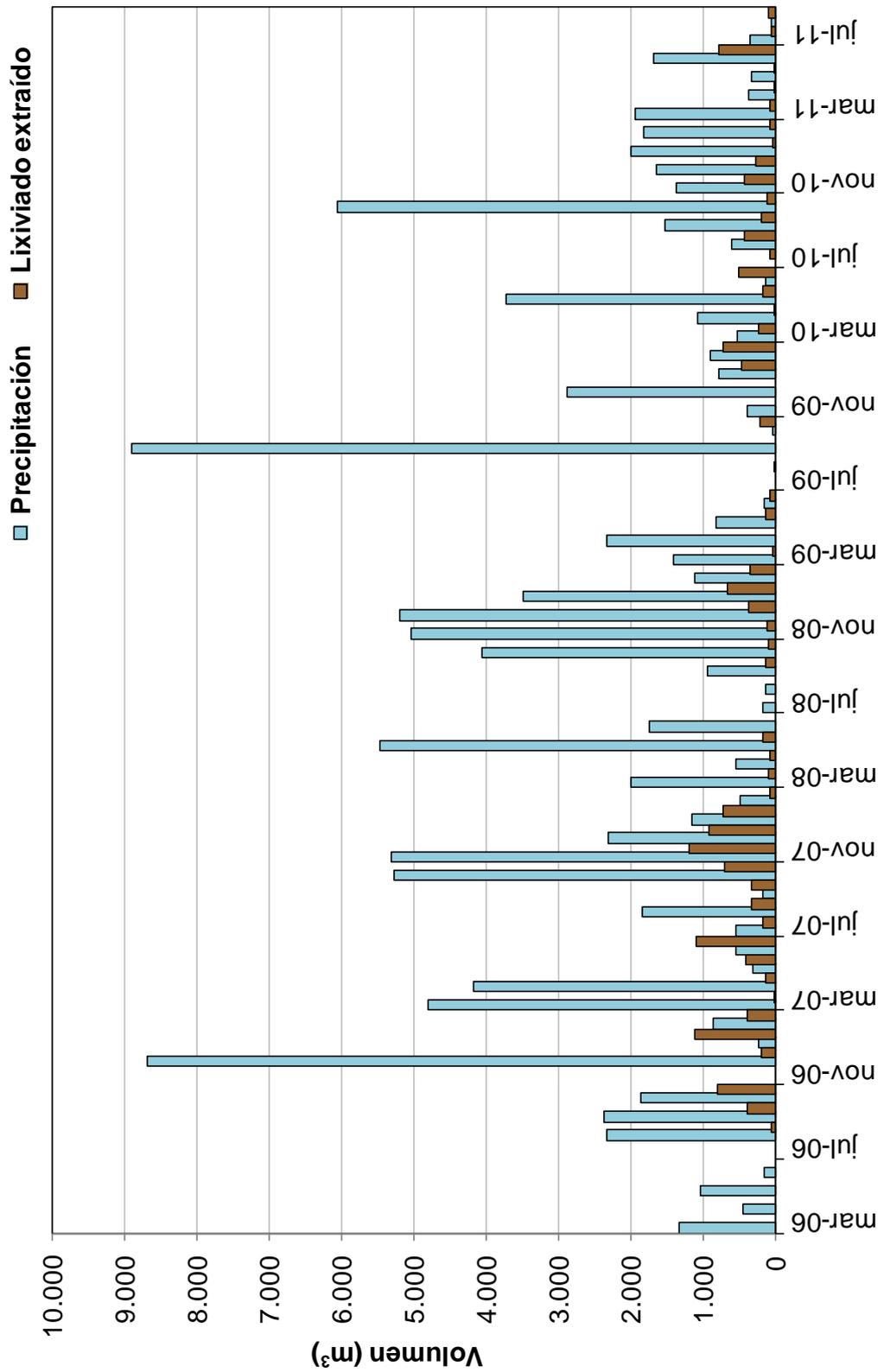


Figura 4-4. Cantidad de lluvia y lixiviado extraído en el período de estudio

El retardo entre precipitación y lixiviado extraído que aparece en la gráfica es fundamentalmente debido a la forma de gestión, con almacenamiento de agua dentro del vertedero. Durante casi todo el período de estudio el lixiviado se ha ido extrayendo del vaso de vertido para su recirculación directa sobre el residuo o para su almacenamiento en balsa de regulación (para posterior recirculación).



Imagen 4-1. Detalle del residuo vertido en el vertedero

Durante el periodo de explotación se recogieron 405 mm de lixiviado (un total de 16.556 m³), lo que supone menos del 14% de la lluvia registrada en todo el tiempo (2.943 mm), un valor muy bajo sobre todo teniendo en cuenta la recirculación del lixiviado. Stegmann y Ehrig (1989), por ejemplo, en un estudio de varios vertederos alemanes sin recirculación, obtuvieron un ratio medio anual de lixiviado/precipitación del 18%.

Esto conduce, teniendo en cuenta las cantidades dispuestas durante la explotación, a un ratio líquido/sólido (L/S) global medio durante estos meses de 53 L/T, muy bajo comparándolo con valores aplicados en otros estudios de RCD. Weber *et al.* (2002), por ejemplo, añadieron entre 2.800 y 5.400 L de agua de lluvia por tonelada de residuos durante los seis meses que duró su experimento para caracterizar el lixiviado procedente de cuatro celdas de ensayo rellenas con residuos de construcción residencial. Jambeck *et al.* (2008) alcanzaron valores de 2.475 y 2.600 L/T de relación L/S en los dos lisímetros que utilizaron para conocer el potencial contaminante de metales en RCD que contenían maderas tratadas. Por otro lado Delay *et al.* (2007) alcanzaron una relación líquido/sólido de aproximadamente 600 L/T después de 400 días en su columna

de ensayo de lixiviación para determinar la cantidad de contaminantes inorgánicos que se liberan en este tipo de residuos.

4.3.2. Composición del lixiviado

En el *Anexo I Resultados de las analíticas del lixiviado* se recogen los resultados de las muestras recogidas en el vertedero de Corral Serra en este trabajo.

La Tabla 4-5 muestra los valores máximo, mínimo y medio de los resultados obtenidos en los análisis del lixiviado durante el periodo de estudio, en el que se analizaron 31 muestras, en comparación con otros datos recogidos en bibliografía sobre lixiviado de vertederos de RCD.

Los valores medios observados son generalmente mayores que los valores medios de referencia recopilados por Melendez (1996), como corresponde a un vertedero seco como el de Santa Margalida. Por otro lado, la recirculación de lixiviado que se realiza desde junio de 2007, favorece la evaporación del agua y con ella la reducción del volumen a gestionar y, en consecuencia, el aumento de su concentración. Además, esta práctica aumenta la humedad en contacto con el residuo y mejora su distribución y la de nutrientes. En consecuencia, se favorece la degradación del residuo, tanto por fenómenos físico-químicos como biológicos, y por tanto la disolución de contaminantes en el lixiviado.

A pesar de ello, la mayoría de los parámetros se encuentran en el orden de magnitud de los observados en otros vertederos similares. Únicamente la conductividad, el N-NH₄, el As y el Pb sobrepasan, en alguna de las muestras, las concentraciones máximas de referencia.

Similar a otros lugares, los valores de pH obtenidos en cada muestra se mantienen en el rango neutro - básico (entre 7,4 y 8,3), lo que se corresponde con la elevada alcalinidad (entorno a los 3.200 mg CaCO₃/L de media) (Figura 4-5), debida probablemente a la disolución de carbonatos procedente de hormigones y áridos depositados).

La conductividad media registrada en este estudio (8,3 mS/cm) es cinco veces mayor que las medias encontradas en bibliografía. Esto se corresponde con las concentraciones de ST encontradas en este lixiviado que, aunque no sobrepasan el rango referencia (990 – 8.400 mg/L en Melendez, 1996), su media (4.940 mg/L) duplica los valores medios referenciados (Figura 4-6).

Tabla 4-5. Resultados de la composición del lixiviado en comparación con otros estudios publicados

Parámetro	Unidades	Vertedero estudiado ^{a*}	USEPA, 1995 ^b	Meléndez, 1996 ^{c*}	Townsend et al., 2000 Y Webwer et al., 2002 ^{d*}	Wang et al., 2012e*
pH		6,8-8,3 (7,5)	6,2-8	4,45-8 (6,95)	6,1-7,9 (6,9)	6,1-6,9 (6,4)
OD	mg/L	0,3-2,1 (1,0)			0,06-1,58 (0,5)	
Conductividad	mS/cm	5,8-11,0 (8,3)		(1,67)	1,1-3,1	
Potencial Redox	mV	-407/392 (-89)			<-200	
DQO total	mg/L	775-4,641 (1.571)	11.200	11.200 (755)	115-700	
DQO disuelta	mg/L	586-4.190 (1.407)				
DBO ₅ total	mg/L	70-500 (227)	320	920 (87)		
DBO ₅ disuelta	mg/L	20-150 (99)				
COT disuelto	mg/L	120-1.185 (404)	1.080	2.100 (307)		
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	1.800-4.170 (3.189)	6.520	938,2-6.520 (965)	210-960 (530)	75-725
N-NH ₄	mg/L	92-765 (401)	305	305 (13)	<1-4,1	
NT disuelto	mg/L	182-844 (463)				
Sulfatos	mg/L	133-1.038 (405)	2.700	11,7-1.700 (254)	310-1.370 (880)	
ST	mg/L	3.756-5.776 (4.939)	8.400	990-8.400 (2.263)	970-3.310 (2.120)	873-2.010
STD	mg/L	3.412-5.765 (4.939)				
STV	mg/L	1.208-2.472 (1.619)	170-380			
SSV	mg/L	5-781 (75)	43.000			
Calcio	mg/L	28-608 (150)	600	90-600 (270)	225-690 (470)	274
Sodio	mg/L	206-834 (495)	1.510	11-1.290 (163)	18,8-100,3 (42,8)	21-37
Cromo	µg/L	5-250 (105)	250	250	6-74,9 (17,8)	
Cadmio	µg/L	<2-182 (27)	2.050	2.050 (31,9)	5,6-1.740 (92)	
Cobre	µg/L	<1-87 (28)	620	5-620 (20,3)	<100-1.731 (433)	
Zinc	µg/L	21-735 (276)	8.630	8.630 (657)	<1-14,1 (4,1)	
Plomo	µg/L	43-3.119 (987)	2.130	4,9-2.130 (8,8)		
Níquel	µg/L	<3-152 (59)	170	30-170 (20)		
Arsénico	µg/L	48-724 (233)	120	1,4-77,3 (12,3)	<10-148 (43,8)	<4
Mercurio	µg/L	<2-4,3 (1,4)	9	9		

a: Rango de concentración en vertedero estudiado
 b: Ensayo a escala real
 c: Ensayo a escala real: rangos de concentración de revisión bibliográfica de lixiviados de vertederos de RCD
 d: Ensayo a escala de celda
 e: Ensayo en lisímetros de RCD a escala laboratorio
 * Valores en paréntesis indican valor medio de cada parámetro

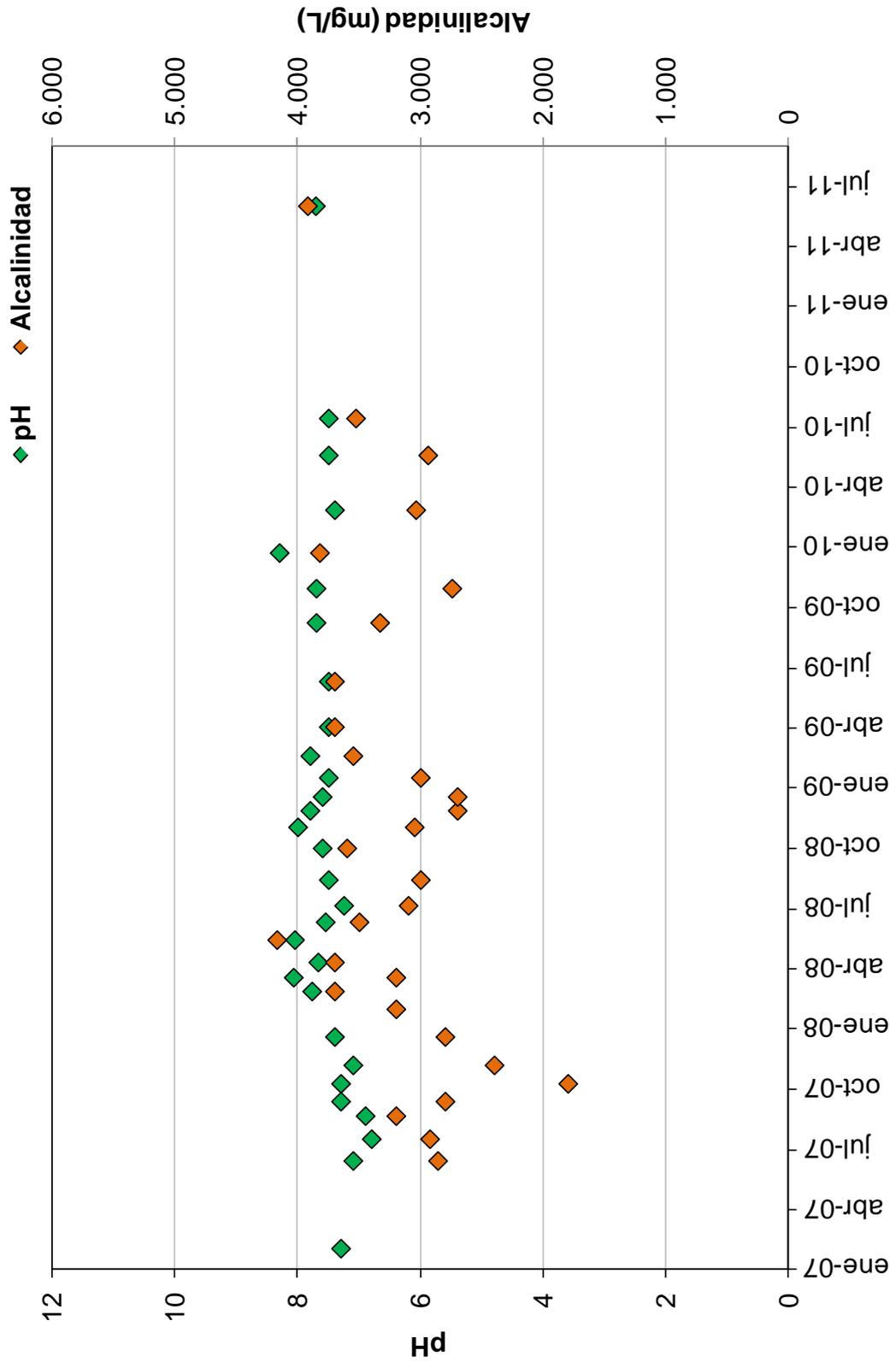


Figura 4-5. Evolución del pH y la alcalinidad del lixiviado

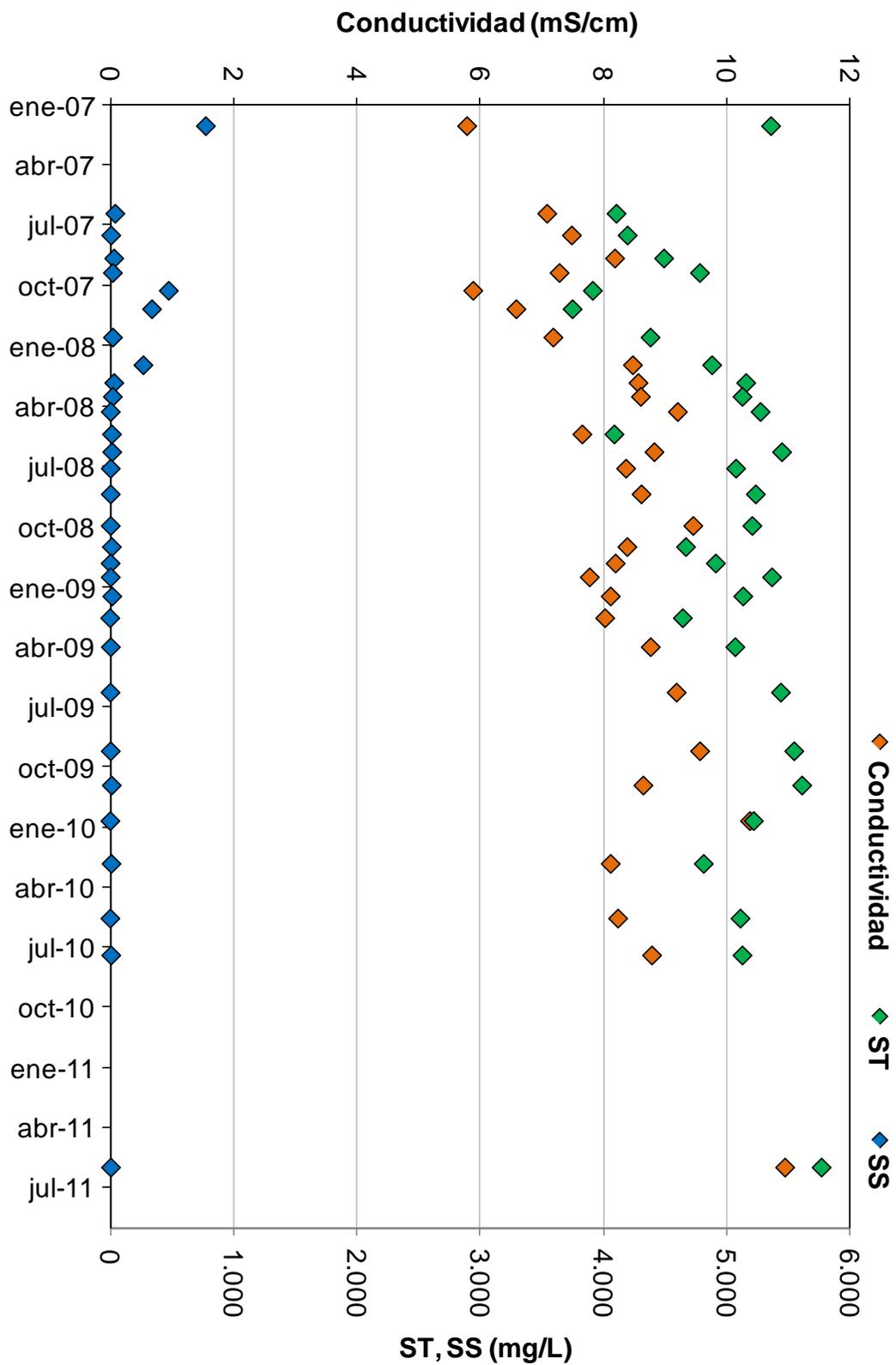


Figura 4-6. Evolución de la conductividad, ST y SS en el lixiviado

Conductividad y ST están relacionados con la cantidad de iones disueltos. En este lixiviado los iones más abundantes son los sulfatos, carbonatos, el N-NH₄, el Na y el Ca. Salvo este último, todos aparecen en concentraciones medias más altas que las encontradas en literatura.

En la Figura 4-7 se representa el Ca, el Na y los sulfatos medidos en las muestras de lixiviado y la precipitación diaria caída en el vertedero. Se aprecia el efecto temporal de dilución causado por las lluvias, que disminuyen la concentración del lixiviado en octubre de 2007, mayo y diciembre de 2008 y octubre de 2009, por ejemplo. Teniendo en cuenta la gran variabilidad en correspondencia con las lluvias, se aprecia también una cierta tendencia creciente a lo largo del período de estudio. Esta ligera tendencia, efecto de la concentración del lixiviado por la práctica de recirculación, se observa también en las concentraciones de sulfatos y Na.

La Figura 4-8 muestra la evolución de la DQO, la DBO₅ y el N-NH₄ a lo largo del tiempo. En comparación con otros parámetros, éstos no muestran una tendencia clara, se mantienen oscilando en valores similares en todo el período. En el caso de la DQO la tendencia a la concentración se puede ver compensada por la transformación en gas de los compuestos biodegradables. En los párrafos siguientes se comentan estos fenómenos.

En DQO se han registrado concentraciones dentro del rango publicado pero, de nuevo, con concentraciones medias mayores. Entre los RCD, los materiales que más contaminación orgánica producen son el papel-cartón, los materiales aislantes y la madera (Townsend *et al.*, 2000). En el caso estudiado estos componentes constituyen más del 36% del material vertido. Sin embargo, por el tipo de residuo que se ha vertido, se trata de contaminación orgánica fundamentalmente no biodegradable, como demuestra la relación DBO₅/DQO, que ha fluctuado entre 0,044 y 0,205 manteniéndose por debajo del 0,4, lo que indica baja biodegradabilidad (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

En comparación con otros autores, destacan las concentraciones medias de N-NH₄, de 400 mg/L, que son significativamente más grandes que la media de otros valores publicados (10 veces mayores). Como la principal fuente de N-NH₄ es la descomposición de la materia orgánica, estas altas concentraciones se pueden asociar a la cantidad de madera y papel-cartón vertido, al aumento de la descomposición del residuo y, sobre todo, a la escasa dilución del lixiviado en este caso.

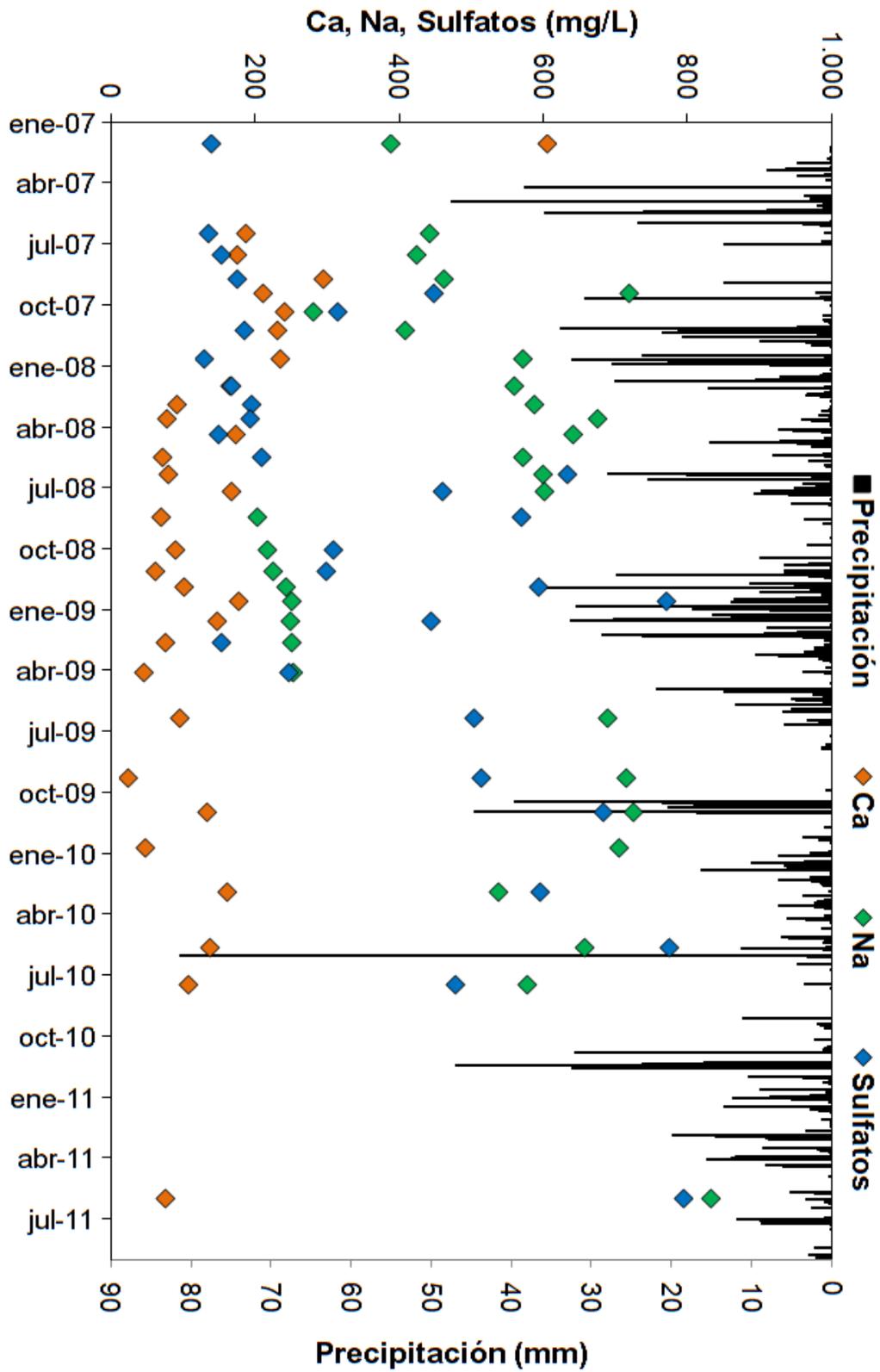


Figura 4-7. Evolución del Ca, el Na y los sulfatos en el lixiviado

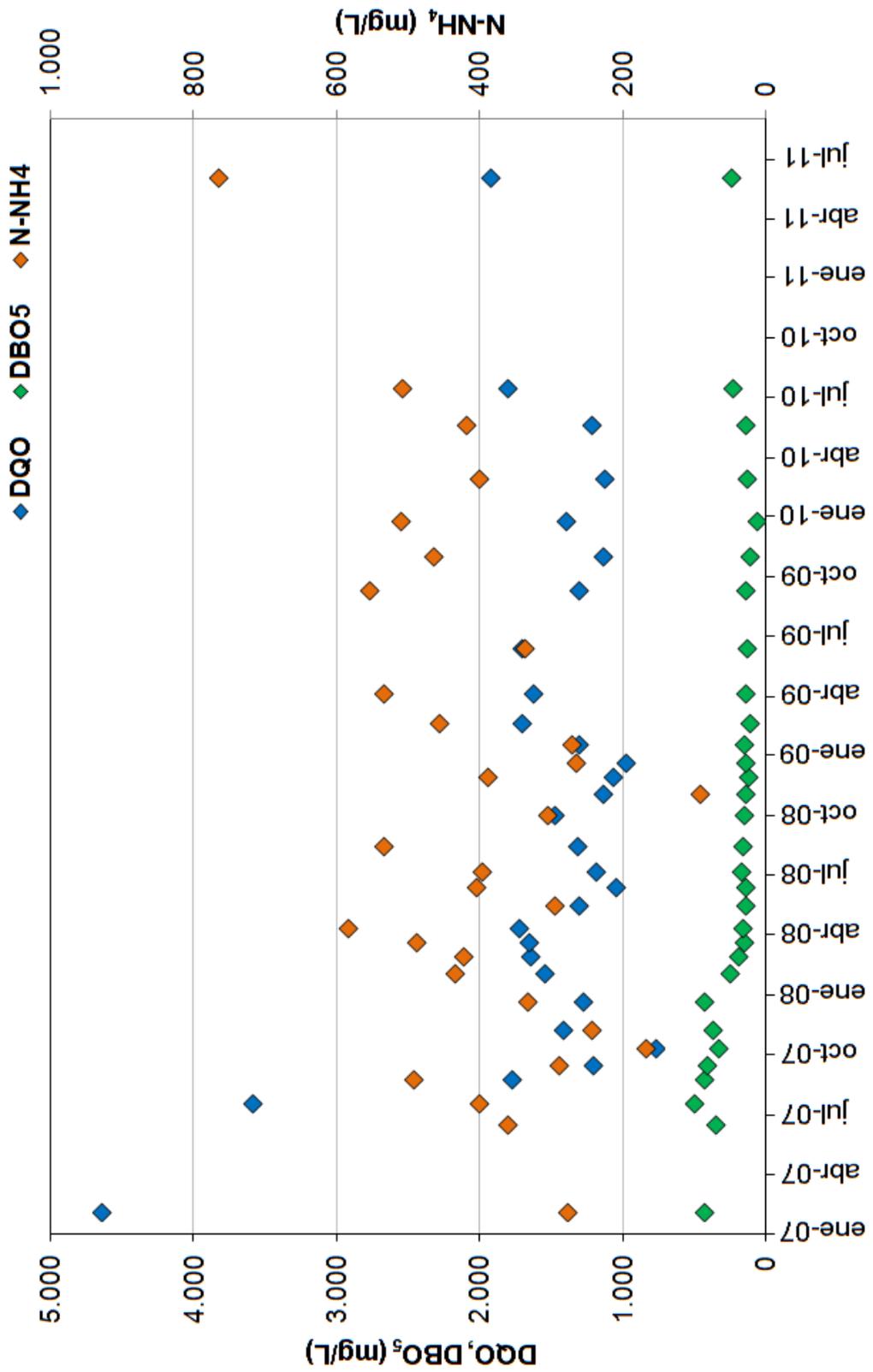


Figura 4-8. Evolución de la DQO, DBO₅ y N-NH₄ del lixiviado

Por otro lado, parte del $N-NH_4$ que va apareciendo en el lixiviado se está volatilizándose en forma de amonio libre. El porcentaje de amonio libre en el lixiviado depende del pH y la temperatura. Ritzkowski y Stegmann (2003), en un biorreactor aerobio, comprobaron que a pH 7,4 y 35°C, el 50% del $N-NH_4$ presente inicialmente en el lixiviado se volatilizaba. Así, en las condiciones del vertedero estudiado (pH moderadamente básico y temperaturas medias en el rango de 30 a 51°C como se detalla en el siguiente apartado), la cantidad de $N-NH_4$ volatilizado puede ser importante, sobre todo en las operaciones de recirculación, por riego superficial. De hecho, durante la recirculación del lixiviado se aprecia un olor a amonio en los alrededores del camión "recirculador". Además, cuando se han llevado a cabo tareas de extracción de muestras de residuos, mediante sondeos o con excavaciones, al remover el residuo, también se ha detectado ese olor, señal de la volatilización del compuesto en el ambiente. Esto explica que su concentración no haya aumentado en estos años de operación.

Por otra parte, como es habitual en este tipo de vertederos, se han detectado numerosos metales pesados en el lixiviado. Entre ellos destacan el Pb y el As.

Tanto el rango como la media de las concentraciones de As obtenidas en el lixiviado sobrepasan los valores típicos encontrados en vertederos de RCD. El Cr se encuentra dentro del rango, pero con concentraciones medias más altas, mientras que el Cu aparece en un rango más bajo. Estos tres elementos, bajo numerosas fórmulas químicas, se utilizan para proteger la madera (Melendez, 1996). Es el caso de las maderas tratadas con CCA (conservada con ácido crómico, óxido de cobre y ácido arsénico (USDA, 1980)) a las que Weber *et al.* (2002) atribuyen la mayoría de As, Cu y Cr encontrados en vertedero. Y también de las maderas tratadas con ACQ, cuyo principal ingrediente es el Cu (Dubey *et al.* 2009).

En estudios específicos sobre lixiviabilidad de la madera tratada, se obtuvieron mayores concentraciones en As que la obtenidas en este estudio (48 - 724 μg As/L). Dubey *et al.* (2009), con un residuo con el 5% en peso de madera tratada con CCA, obtuvieron un rango de concentraciones de As entre 500 y 1.200 $\mu g/L$, mientras que Jambeck *et al.* (2008) usando el 10,2% en peso de madera tratada con CCA midieron concentraciones desde 1.090 a 4.250 $\mu g/L$ (con una relación L/S de 2.600 L/T, muy superior a la de este estudio). Sin embargo Jang y Townsend (2003), con el 0,5% en peso de madera tratada con CCA obtuvieron concentraciones menores de As (10 - 380 $\mu g/L$).

Por otro lado, las concentraciones de Cr medidas en el lixiviado se encuentran entre 5 y 250 µg/L. Estos valores son similares a los obtenidos por Jang y Townsend (2003) (71,9 - 165 µg/L) y por Dubey *et al.* (2009) (75 - 200 µg/L), pero menores que los obtenidos por Jambeck *et al.* (2008) (300 - 2.100 µg/L).

La menor presencia de Cu en este caso, en relación a los estudios de referencia, puede ser debida a su combinación con compuestos reducidos del azufre, formando precipitados muy insolubles que quedan dentro del residuo en el vertedero (Dubey *et al.* 2009; Jambeck *et al.* 2008; Weber *et al.* 2002). Esta combinación, y otras de distintos elementos, se ven promovidas por la recirculación, que aumenta el tiempo de retención de los compuestos y mejora su mezcla en todo el vertedero.

En el caso del Pb, tanto el rango como la media obtenidos en este estudio fueron mayores que las concentraciones encontradas en literatura, aunque sólo en seis ocasiones (de 31 medidas) han sobrepasado los 1.500 µg/L. Las principales fuentes de Pb en los RCD son pinturas y revestimientos utilizados antiguamente para recubrir superficies de madera y otros materiales, productos de sellado en los que el Pb es un aditivo, y también es componente de tapajuntas (Melendez, 1996).

La Figura 4-9 muestra la evolución de las concentraciones de As, Cr Cu y Pb en el lixiviado. Como se ve, las concentraciones de As, Cu y Pb han disminuido en estos meses. Esta disminución puede estar relacionada con la evolución del potencial redox que ha pasado de valores menores que -300 mV en el segundo año de seguimiento a valores mayores que 350 mV al final del estudio (Figura 4-10). Para el caso del As, por ejemplo, a pH constante y con altos valores de potencial redox se reduce su movilidad y, en consecuencia, la cantidad de As lixiviado decrece (Moghaddam y Mulligan, 2008).

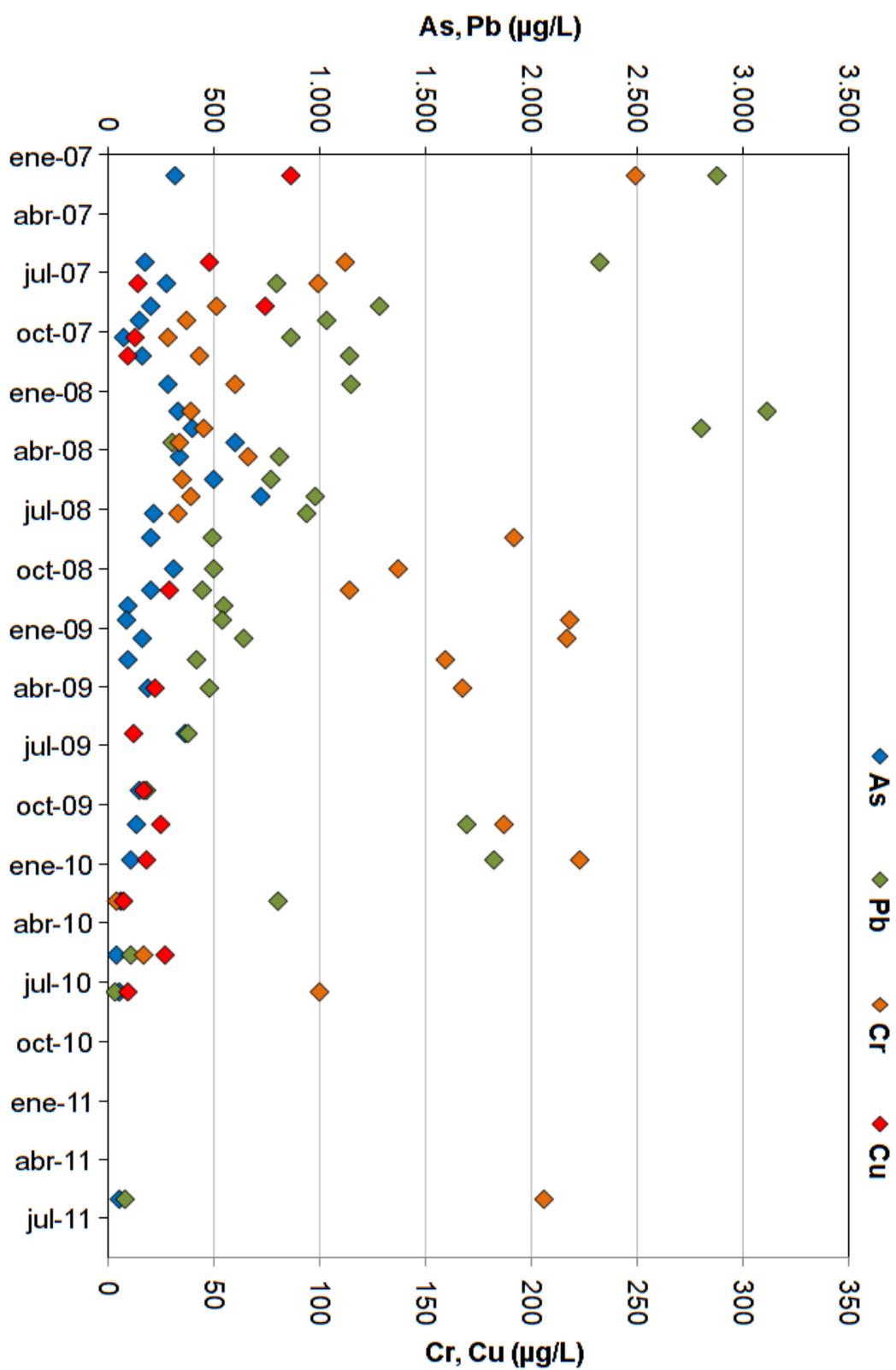


Figura 4-9. Evolución de As, Pb, Cr y Cu del lixiviado

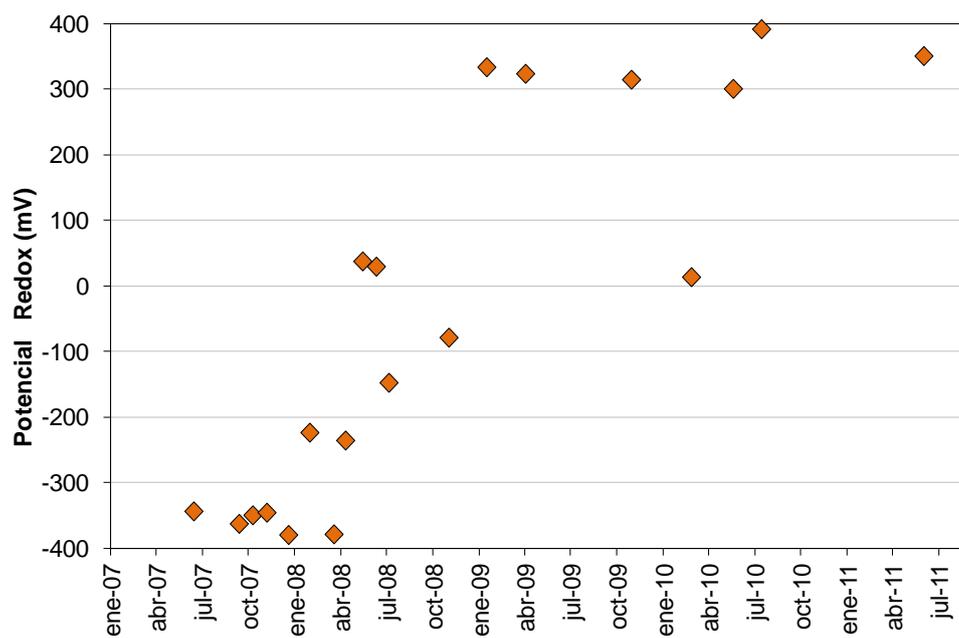


Figura 4-10. Evolución del Potencial Redox en el lixiviado

4.4. Instrumentación

4.4.1. Composición del biogás

En Corral Serra no se han detectado los problemas de olor considerados propios de los vertederos de RCD. En Florida (EE.UU.) por ejemplo, Lee *et al.* (2006) obtuvieron concentraciones de SH_2 en el aire ambiente mayores de 50 ppmv. De hecho, en las campañas de control de la calidad de aire no se han detectado concentraciones apreciables de gases de vertedero. Asimismo, no se han detectado emisiones significativas en superficie. Estas medidas se han realizado con una cámara de flujo dinámica de la que se recogieron muestras para analizarlas posteriormente en un cromatógrafo de gases (CEN EN 13725, 2003). El CH_4 y el SH_2 medidos se han mantenido por debajo de los límites de detección de 10 ppm y 0,001 ppmv respectivamente, y las concentraciones de CO_2 han permanecido entre 0,04 y 0,14%.

Sin embargo, los análisis del gas captado desde los tomamuestras instalados en el interior del residuo sí han permitido detectar actividad anaeróbica en el vertedero, de acuerdo con las características del lixiviado, que contiene materia biodegradable, y su elevado tiempo de retención, que favorece la descomposición de los contaminantes disueltos.

En el *Anexo II Resultados de los muestreos de biogás* se recogen los resultados de las muestras el interior del residuo analizadas en este trabajo.

La Figura 4-11 y la Figura 4-12 muestran la evolución de las concentraciones de CH_4 y CO_2 registradas en los tomamuestras de los Vasos 1 y 2 a lo largo del tiempo. Como se aprecia, en estos puntos se alcanzan concentraciones máximas del 50% en CH_4 y del 53% en CO_2 . Siguiendo las concentraciones de CH_4 y CO_2 se puede estimar cómo han ido evolucionando los procesos de degradación en distintas zonas del vertedero.

En la capa intermedia del Vaso 1 (representada por los puntos 13-2 y 14-2) la concentración de biogás aumenta rápidamente desde la colocación del tomamuestras. En marzo de 2008 esta concentración comienza a descender. En ese momento ya existen más de 10 m de residuo por encima del tomamuestras, que dificultan la llegada de agua a la zona. Si a esto se une la elevada temperatura existente (alrededor de 50°C de acuerdo con los datos de seguimiento) es probable que el residuo quedase seco entonces.

En la capa superficial del Vaso 1 se colocaron los últimos tomamuestras (13-3 y 14-3), que quedaron dos metros por debajo de la cota final alcanzada en el Vaso 1, dejando 14 m de residuo por debajo. En estos puntos se detectaron concentraciones significativas de gas de vertedero enseguida, al principio la mayoría aportado desde las capas inferiores, y después seguramente generado en esta zona, que se mantiene húmeda gracias al aporte superficial.

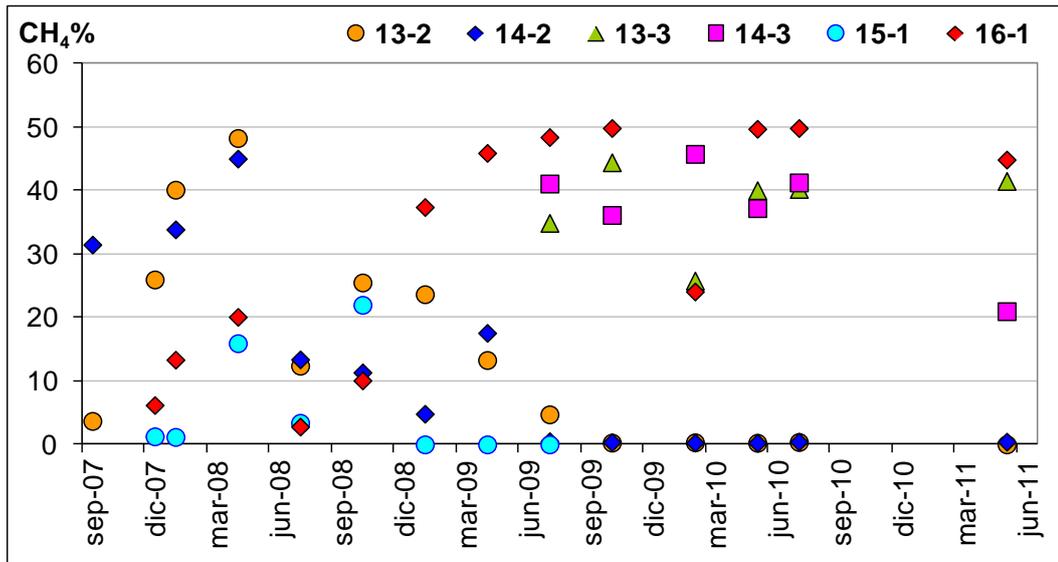


Figura 4-11. Evolución del CH₄ en los tomamuestras

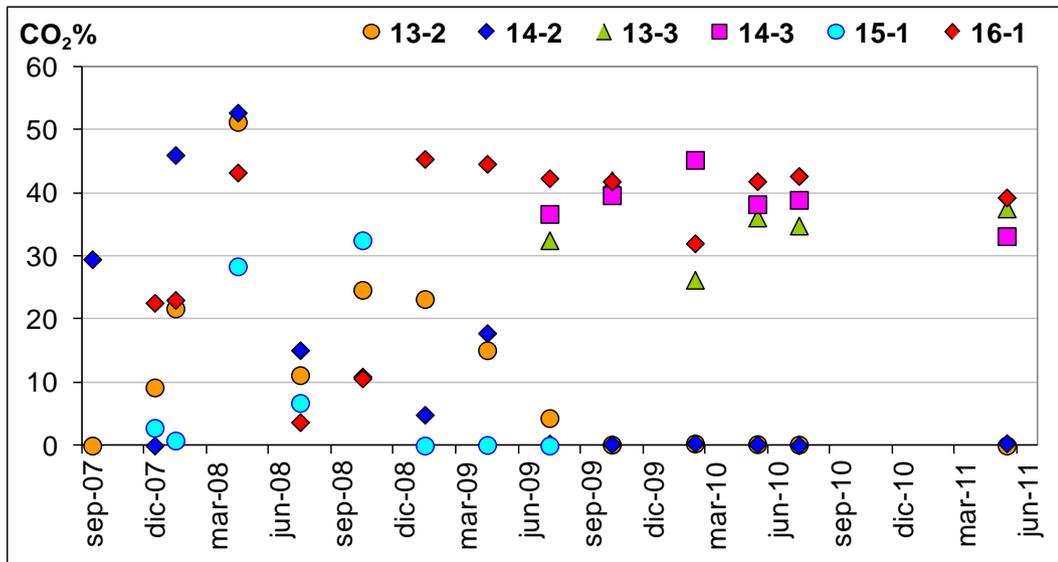


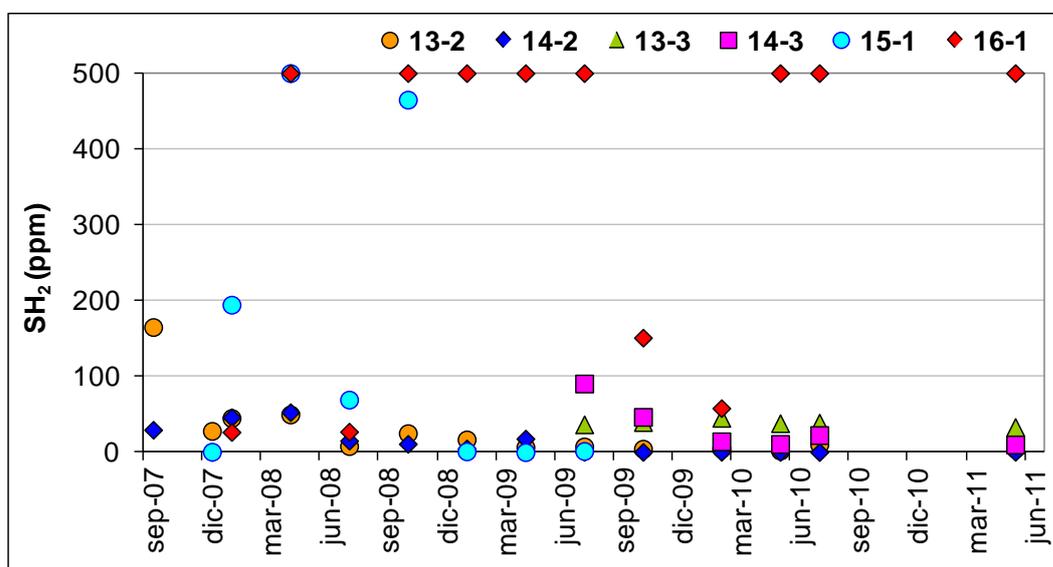
Figura 4-12. Evolución del CO₂ en los tomamuestras

Por su parte en el Vaso 2 (puntos 15-1 y 16-1) la proporción de CH₄ aumenta más paulatinamente, a medida que el residuo se va cubriendo. Estos

tomamuestras están situados cerca del fondo del vaso y por eso no reciben contribuciones de biogás provenientes de residuo más viejo localizado por debajo, como ocurre en el caso de los puntos 13-3 y 14-3 mencionados anteriormente.

Estos resultados se obtuvieron con un tiempo previo de aspiración en las mangueras de 10 min, como se ha explicado en el apartado de metodología. Con tiempos menores de aspiración no se obtuvieron, en general, medidas estables lo que indica que la presión del biogás (y por tanto su generación) en el interior es limitada. Esto, junto con la utilización de capas de cobertura intermedia durante la explotación, explica la ausencia de emisiones significativas.

Por su parte el sulfhídrico muestra una tendencia diferente a la del CH₄ y el CO₂, común en todos los puntos del Vaso 1. Las mayores concentraciones se observan al principio. Esto se corresponde con la degradación anaeróbica de los sulfatos previa a la instauración de la fase metanogénica en cada punto (ver Figura 4-13). Como se aprecia, en estos puntos se alcanzan concentraciones máximas de 165 ppmv de SH₂. En otros vertederos parecidos se han medido concentraciones mayores de 12.000 ppmv en la fase gaseosa del suelo (Lee *et al.* 2006).



Medidas en 500 ppm corresponden con resultados de >500 ppm.

Figura 4-13. Evolución del SH₂ en los tomamuestras

Al contrario que en el Vaso 1, en el Vaso 2 se han registrado concentraciones de SH₂ por encima del límite de detección en numerosas ocasiones. Esto puede

deberse a que la humedad en esta zona no es factor limitante en la degradación, ya que además de tener una altura de residuo por encima pequeña, no tiene capa de cobertura que dificulte el acceso del agua a los residuos.

El punto 15-1 empezó a fallar en 2009 debido a rotura de la manguera en algún punto del trayecto del tomamuestras a la caja de instrumentación, por eso no se consideran las medidas de este punto a partir de esa fecha.

El escaso yeso presente en el residuo en este caso hace que la disponibilidad del sulfato sea limitada y por tanto la producción de SH_2 por las bacterias sulfatorreductoras sea pequeña. Además, hay otros fenómenos que reducen las concentraciones de SH_2 en el aire, como la atenuación de la cobertura de suelo, la dilución con el aire, la sorción con las superficies de hormigón (Plaza *et al.* 2007) o su disolución en el lixiviado (Reinhart *et al.* 2004). De hecho, en las primeras fases de la explotación, en 2006, en el lixiviado había concentraciones significativas de SH_2 , en la arqueta de recolección de lixiviado se formaron precipitados amarillos, probablemente originados por la oxidación espontánea del sulfito a sulfuro al salir el lixiviado del vertedero a un ambiente con O_2 . Esto es efecto de la escasa dilución del lixiviado que hace que, a pesar de la presencia limitada de elementos sulfatados en el residuo, presente altas concentraciones de estos compuestos.

4.4.2. Temperatura

La Figura 4-14 muestra la evolución de las lecturas de temperatura en los termómetros instalados en el interior del vertedero en contraste con la temperatura ambiente. En el *Anexo III Resultados de las lecturas de temperatura* se muestran las lecturas de temperatura tomadas de distintos puntos del interior del residuo durante este estudio.

Los primeros termopares se colocaron dentro del residuo (junio de 2007) en los puntos 13-2 y 14-2, a 6,5 m del fondo del Vaso 1. Durante la explotación se vertieron 7,5 m de residuos sobre ellos.

En los primeros meses después de su instalación se registró un rápido aumento de la temperatura, desde los 30°C hasta por encima del rango termofílico (50-60°C). Estas altas temperaturas indican liberación de energía térmica como resultado de la degradación del residuo, y coincide con los máximos medidos en otros vertederos (i.e. Yeşiller *et al.* 2005). Durante 2008 estos puntos sufrieron

un descenso de temperatura de aproximadamente 10°C, llegando a valores de 43°C en el 13-2 y de 50°C en el 14-2. Desde entonces hasta ahora se han mantenido estables en un rango adecuado para generación de CH₄ (Rees, 1980), a excepción del periodo diciembre 2009 – enero 2010 en el que las temperaturas en estos puntos (PT 13-2 y PT 14-2) experimentaron una bajada significativa, debido probablemente a los numerosos episodios de lluvia que se dieron en este periodo y a la recirculación de 349 m³ de lixiviados entre los días 23 y 30 de diciembre en el Vaso 1.

Los termopares 13-3 y 14-3, colocados en abril de 2009 en la misma zona pero a 14 m sobre el fondo, registraron un ascenso inicial similar (de 49 a 57°C en el 13-3 y de 41°C a 58,5°C en el 14-3 en los primeros meses), que enseguida se atenuó al llegar las lluvias de otoño en 2009 y la recirculación de lixiviado mencionada anteriormente. A partir de entonces han seguido una evolución paralela a la temperatura ambiente. Ello es consecuencia de que estos sensores tienen menos de 2 m de residuo por encima, al contrario que el 13-2 y 14-2.

Por su parte, la evolución de las temperaturas en los puntos 15-1 y 16-1 es más suave, aunque han sufrido un aumento global de aproximadamente 10°C. De los 25°C iniciales en las dos termorresistencias ascendieron hasta 35°C en el punto 15-1 y 34°C en el punto 16-1 a finales de agosto de 2011.

Estas temperaturas todavía están por debajo de las registradas en el Vaso 1, ya que los puntos corresponden al fondo del Vaso 2, están aislados del exterior por una capa de hasta 5,5 m de material y en contacto con el agua que percola a través del residuo y se dirige al tubo de extracción de lixiviados. Por otra parte, los instrumentos no se encuentran dentro de la masa de residuo sino apoyados sobre la lámina de impermeabilización, de manera que las reacciones exotérmicas los afectan indirectamente. Además, el líquido que se acumula en el fondo puede atenuar el efecto del calor, en todo caso se observa una tendencia al aumento en el tiempo, en correspondencia con una degradación activa en el residuo.

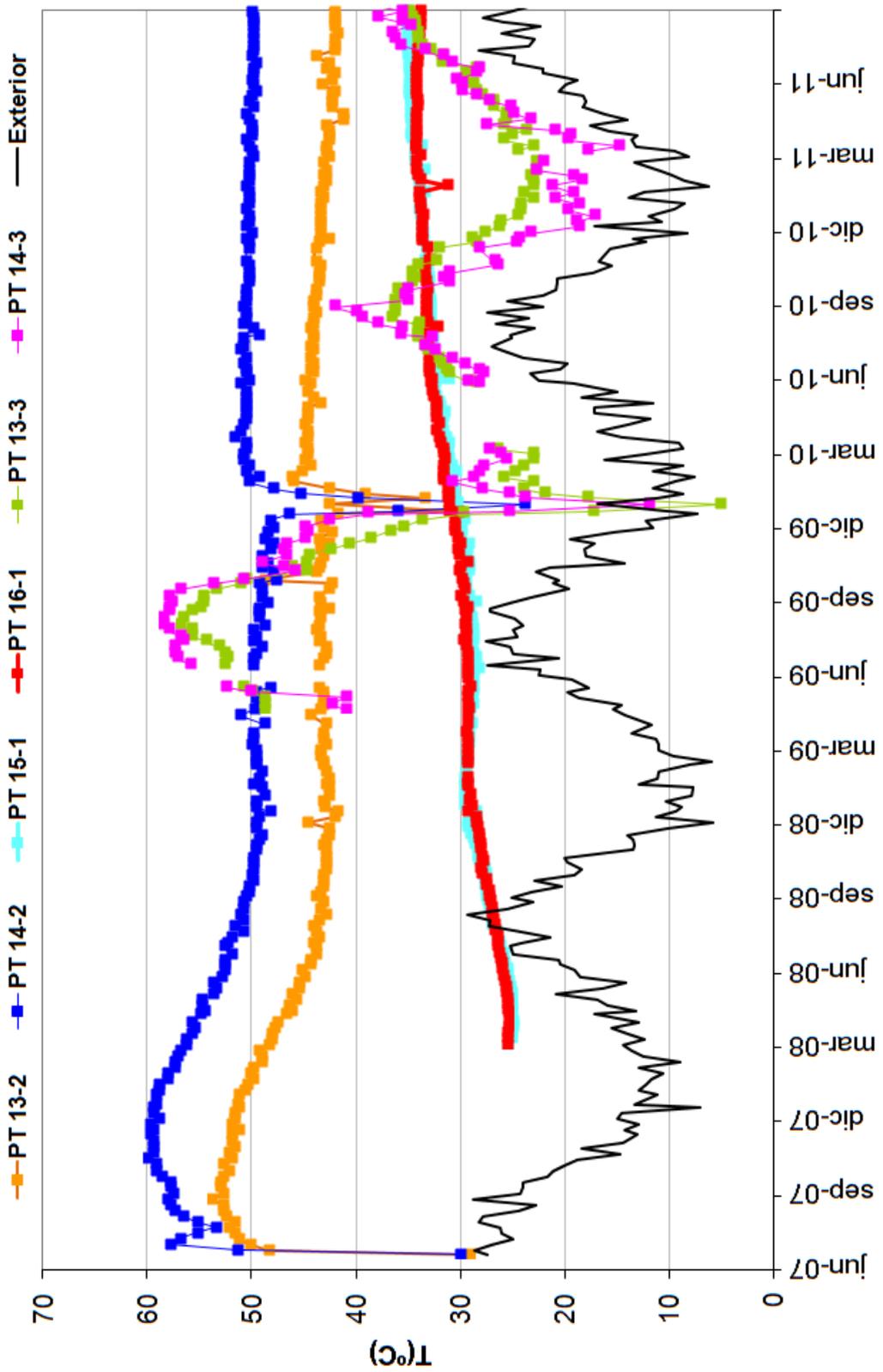


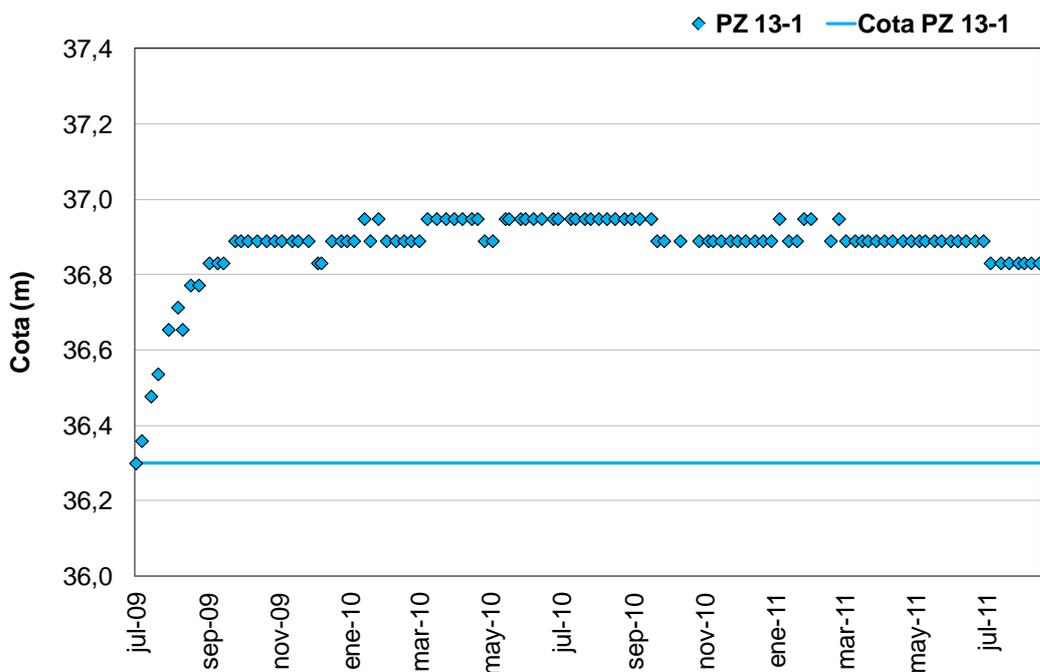
Figura 4-14. Evolución de la temperatura en el interior del vertedero

4.4.3. Altura de la lámina de agua

En el *Anexo VI Resultados de las lecturas piezométricas* se muestran la altura de nivel de lixiviado detectado por los piezómetros instalados en el fondo del vaso.

En los 66 meses de explotación sólo se ha registrado acumulación de agua de manera continuada en el piezómetro instalado en el punto 13-1, que es el situado a menor cota (36,3 m) de los cuatro de control. En este punto las lecturas comenzaron a ascender de manera sostenida a partir de julio de 2009, en correspondencia con las estrategias de almacenamiento de lixiviado en el residuo. Desde entonces se han mantenido en valores medios de 36,9 m, poniendo de manifiesto una acumulación de agua en el fondo de aproximadamente 60 cm (ver Figura 4-15). Tanto en este punto como en el resto de piezómetros a lo largo de la explotación se han registrado lecturas positivas puntuales (alguna semana), en respuesta a lluvias.

Estos datos de seguimiento de la acumulación de agua en el fondo se están utilizando como dato para seguimiento de la estrategia de gestión de los lixiviados y comprobación del correcto funcionamiento del sistema de drenaje. La tubería que lleva el lixiviado a la arqueta está regulada por una válvula de apertura manual de manera que si la acumulación de lixiviado sobre el fondo fuera excesiva se podría evacuar ese lixiviado abriendo la válvula.



4.5. Conclusiones específicas

En este capítulo se analizan 5 años de resultados de seguimiento de un vertedero de residuos procedentes de plantas de recuperación de RCD. A pesar de su origen, los componentes de los residuos vertidos son similares a los de otros vertederos de RCD presentados en la literatura que no necesariamente han pasado por plantas de recuperación.

Sin embargo la cantidad de yeso encontrada es significativamente inferior a lo recogido en diferentes estudios. Esto provoca que el comportamiento del vertedero sea diferente a lo que sucede en otras instalaciones.

Como se ha comprobado en los años de estudio la instrumentación instalada ha sido útil para el seguimiento y control del vertedero. En primer lugar los tomamuestras han sido de gran utilidad porque se ha comprobado que dentro del residuo se estaba generando biogás y se ha podido caracterizar, en contraposición a lo detectado en las campañas de emisión superficial. Los termómetros han reflejado la respuesta de la temperatura a periodos de lluvia y periodos de con gran volumen de recirculación, como ocurrió en diciembre de 2009. Y por último los piezómetros permiten controlar la altura de lixiviado acumulada sobre el fondo del vertedero y así modificar la gestión del lixiviado en función de las necesidades.

También se ha comprobado que la vida útil de la instrumentación instalada es de más de seis años luego puede ser eficaz para un correcto manejo de diferentes instalaciones durante su explotación.

Por otro lado, la cantidad de agua recibida en el vertedero estudiado es significativamente menor que la reflejada en otros estudios. Esto es debido a la escasa precipitación y la gran evapotranspiración potencial que se da en la zona, y como resultado el volumen de lixiviado generado es limitado. Esto valida la estrategia de gestión del lixiviado adoptada en casos como este, esto es, con almacenamiento dentro del vertedero, almacenamiento en balsa exterior y con recirculación sobre el propio vertedero cuando no llueve impidiendo la acumulación del lixiviado sobre el fondo.

En cuanto a las emisiones líquidas, la mayoría de los parámetros medidos en el lixiviado se encuentran dentro del rango publicado en otros casos. La escasa precipitación y la alta evaporación reducen la cantidad de agua que percola a través del residuo. Esto, junto con la recirculación del lixiviado en épocas de

poca precipitación, provoca que las concentraciones medias obtenidas para algunos parámetros en este caso sean mayores que las medias publicadas, como en el caso de la conductividad, el nitrógeno amoniacal, el Pb y el As.

La elevada conductividad es debida a la gran cantidad de ST y sales presentes en el lixiviado, entre las que destacan sulfatos, carbonatos, Na y Ca. El N-NH₄ se genera por la degradación de componentes orgánicos como el papel, el cartón y la madera, fracción que representa casi la mitad del residuo depositado. El As proviene principalmente de productos para el tratamiento de la madera y el Pb de pinturas y revestimientos.

Además, la degradación también se evidencia por la composición del biogás medido dentro del residuo, con presencia de CH₄ y SH₂, y las altas temperaturas registradas por los termómetros instalados en el vertedero.

Sin embargo, no se ha detectado malos olores alrededor del vertedero como ocurre en otras instalaciones. Esto se debe a la combinación de varios factores como la mínima presencia de yeso en el residuo vertido que limita la generación de SH₂ y la cobertura intermedia diaria que se utiliza para controlar las emisiones superficiales.

Se comprueba por tanto en este caso que los datos de emisión publicados no son siempre extrapolables, pues dependen de la composición del residuo y las condiciones ambientales.

4.6. Referencias

- Delay M., Lager T., Schulz H.D. y Frimmel F.H. (2007). Comparison of leaching test to determine and quantify the release of inorganic contaminants in demolition waste. *Waste Management*, 27, 248-255.
- Dubey B., Spalvins E., Townsend T.G. y Solo-Gabriele H.M. (2009). Comparison of metals leaching from CCA- and ACQ-treated wood in simulated construction and demolition debris landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 910-917.
- CEN EN 13725 (2003). Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry. Comité Européen de Normalisation, Brussels, pp. 1–70.
- Jambeck J., Townsend T.G. y Solo-Gabriele H.M. (2008). Landfill disposal of CCA-treated wood with construction and demolition (C&D) debris: arsenic, chromium, and copper concentrations in leachate. *Environmental Sciences and Technology*, 42, 5740-5745.
- Jang Y. y Townsend T. (2003). Effect of waste depth on leachate quality from laboratory construction and demolition debris landfills. *Environmental Sciences and Technology*, 20, 183-196.
- Khan B.I., Jambeck J., Solo-Gabriele H.M., Townsend T.G. y Cai Y. (2006). Release of arsenic to the environment from CAA-treated wood. 2. Leaching and speciation during disposal. *Environmental Science & Technology*, 40, 994–999.
- Lee S., Xu Z., Booth M., Townsend T., Chadik P. y Bitton G. (2006). Reduced sulfur compounds in gas from construction and demolition debris landfills. *Waste Management*, 26, 526-533.
- Melendez B. (1996). A study of leachate generated from construction and demolition waste landfills. MS thesis, Department of Environmental Engineering Science, University of Florida.
- Moghaddam A.H. y Mulligan C.N. (2008). Leaching heavy metals from chromate copper arsenate (CCA) treated wood after disposal. *Waste Management*, 28, 628-637.
- Plaza C., Xu Q., Townsend T., Bitton G. y Booth M. (2007). Evaluation of alternative cover soils for attenuating hydrogen sulfide from construction and demolition (C&D) debris landfills. *Journal of Environmental Management*, 84, 314-322.

- Rees J.F. (1980). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 30, 458-465.
- Reinhart D., Townsend T., Eun S. y Xu Q. (2004). Odors in construction and demolition (C&D) debris landfills. Report #0232004-04
<http://www.hinkleycenter.com/publications/Reinhart%200232004-04.pdf>
- Ritzkowski M. y Stegmann R. (2003). Emission behavior of aerated landfills: results of laboratory scale investigations. Sardinia 2003, Ninth Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Stegmann R. y Ehrig H.J. (1989). Leachate production and quality results of landfill processes and operation. Sardinia 1989, Second International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Tchobanoglous G., Theisen H. y Vigil S. (1998) *Gestión integral de residuos sólidos*. McGraw Hill, Madrid. ISBN: 0-07-063237-5.
- Townsend T.G., Jang Y. y Weber W. (2000). Continued research into the characteristics of leachate from construction and demolition waste landfills. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Report no. 00-04,
- US Department of Agriculture (USDA) (1980). The biologic and economic assessment of pentachlorophenol, inorganic arsenicals, creosote: volume I. Wood preservatives. Technical Bulletin nº 1658-1, 435p.
- USEPA, 1995. Construction and demolition waste landfills. Report No. 68-W3-0008. Washington, DC.
- USEPA, 1998. Characterization of building-related construction and demolition debris in the United States. Report No. 530-R98-010. Washington, DC.
- Wang Y., Sikora S., Kim H., Dubey B. y Townsend T. (2012). Mobilization of iron and arsenic from soil by construction and demolition debris landfill leachate. *Waste Management*, 32, 925–932.
- Weber W., Jang Y., Townsend T. y Laux S. (2002). Leachate from land disposed residential construction waste. *Journal of Environmental Engineering*, 128, 237-245.
- Yeşiller N., Hanson J.L. y Liu W.L. (2005). Heat generation in municipal solid waste landfills. *Journal of Geotechnical Geoenvironmental Engineering*, 131, 1330–1344.

Capítulo 5

RESULTADOS DE MODELIZACIÓN

5.1. Introducción

En este capítulo se describe el modelo del vertedero estudiado construido para representar los procesos hidrológicos y de biodegradación que se dan en él, que han sido evaluados experimentalmente en los capítulos anteriores.

En primer lugar se describe cómo se ha creado el modelo de terreno del vertedero, cómo se ha plasmado la gestión de la escorrentía superficial y el sistema de drenaje del lixiviado. Después se muestra cómo se ha creado el modelo de generación y disposición de los residuos en el vertedero a medida que van llegando al mismo. A continuación el modelo meteorológico a partir de los datos recopilados de la estación meteorológica del vertedero y otras estaciones meteorológicas cercanas. Y por último la construcción del modelo de recirculación, con el que se explican las pautas de recirculación que se han llevado a cabo tanto de lixiviado como de aguas pluviales en algún momento puntual.

Una vez creado el modelo, se presenta la calibración del modelo hidrológico y de degradación con los datos reales disponibles y después los resultados de la simulación a largo plazo del vertedero que indica cómo va a evolucionar su comportamiento a lo largo de los años.

5.2. Modelo desarrollado

5.2.1. Terreno

Configuración física y materiales

El modelo de terreno del vertedero se creó a partir de la cartografía del proyecto de construcción del nuevo vertedero y los levantamientos topográficos realizados durante el periodo de estudio.

Para representarlo (ver Figura 5-1), se han utilizado 2.388 celdas de 10x10 m² de superficie y 2,3 m de espesor. Dos tipos de celdas de tipo “suelo”; 428 para representar las láminas de impermeabilización de los Vasos 1 y 2 (celdas “L”) y 318 para representar las gravas de drenaje situadas en el fondo de los Vasos 1 y 2. Además se han utilizado 1.273 celdas de tipo “vertedero” con diferente espesor de capa de cobertura y 369 celdas de tipo “vertedero sellado”, con una cobertura de 0,55 m de espesor.

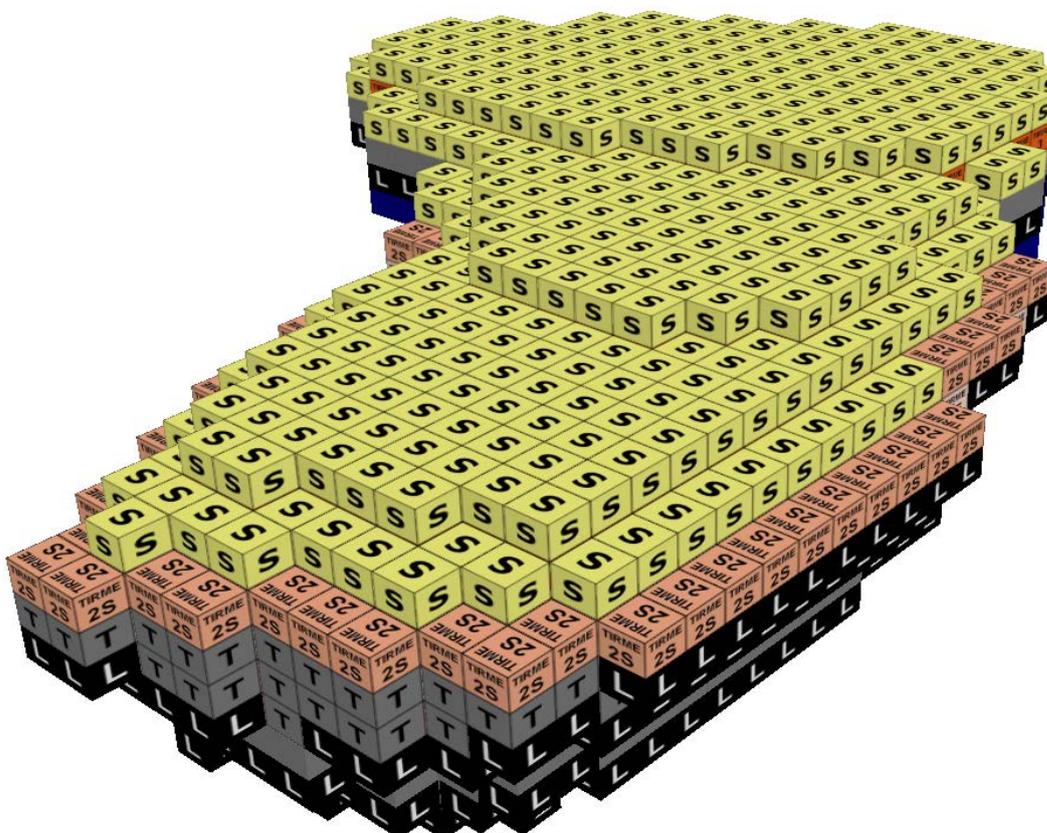


Figura 5-1. Modelo de terreno del vertedero de Corral Serra (perspectiva superior)

Entre las celdas vertedero se han diferenciado cinco subtipos en función de la fase de explotación del vertedero y dentro de cada fase según el tipo de gestión de escorrentía superficial y la capacidad de acumulación de agua en superficie:

- Explotado por Mac Insular (191 celdas “Explotado por MAC”): de marzo a junio de 2006. En esta fase no se utilizaba cobertura para cubrir el material depositado, por eso las celdas tienen 2,3 m de espesor de residuos y 0 m de espesor de cobertura.
- Tirme 1 (170 celdas “TIRME 1”): de julio a octubre de 2006. Durante este periodo el vertedero se rellenaba en extensión con cubrición en tongadas de 1,95 m de espesor. Este tipo de celdas tiene 1,95 m de residuos y 0,35 m de cobertura.
- Tirme 2 (588 celdas): de noviembre de 2006 hasta septiembre de 2007. Durante esta fase la explotación se realizaba por celdas con cobertura semanal. Este tipo de celdas tiene 1,75 m de residuo y 0,55 m de cobertura. Dentro de este tipo se han definido otros dos subtipos según la gestión de escorrentía superficial y su capacidad de acumulación de agua en la superficie:
 - Tirme 2 fondos (305 celdas “TIRME 2 fondos”): situadas bajo la rasante del terreno, la precipitación sobre ellas se acumula (no se evacúa) hasta que se infiltra en el residuo o se evapora.
 - Tirme 2 superficial (283 celdas “TIRME 2 superficial”): situadas por encima de la rasante del terreno. En este tipo de celdas el agua precipitada forma escorrentía superficial que se evacúa por el sistema de cunetas perimetral, independiente del sistema de lixiviados (“no conectada”), pudiéndose acumular unos centímetros en superficie.
- Tirme 3 (324 celdas “TIRME 3”): de octubre de 2007 hasta julio de 2009. En este periodo la explotación es por extensión con cubrición con tongadas de 2,05 m. Este tipo de celdas tienen 2,05 m de residuo y 0,25 m de cobertura.

Las celdas vertedero sellado también pertenecen a la fase Tirme 3, pero se han diferenciado de las celdas anteriores porque tienen coberturas diferentes, ya que no se deposita más residuo sobre ellas.

En la Tabla 5-1 se muestran los valores adoptados para las características hidrológicas de cada tipo de celda del modelo de terreno del vertedero.

Capítulo 5

Los valores de los parámetros utilizados en este estudio se han tomado de la literatura, de estudios publicados por diferentes autores sobre materiales similares. En la Tabla 5-1 aparece la fuente utilizada como referencia.

Todas estas referencias se han utilizado, satisfactoriamente, en otros estudios de simulación con MODUELO como en López *et al.* (2009a), López *et al.* (2009b), López *et al.* (2011) y López *et al.* (2012).

Tabla 5-1. Características hidrológicas asignadas a las celdas del modelo del vertedero de Corral Serra (1 de 2)

CARACTERÍSTICAS DE LAS CELDAS	VERTEDERO					VERTEDERO SELLADO		REFERENCIAS
	Explotado por MAC	TIRME 1	TIRME 2 fondos	TIRME 2 superficial	TIRME 3	NUEVO SELLADO	NUEVO SELLADO	
Características del residuo								
Humedad residual inicial (% peso húmedo)	4%	4%	4%	4%	4%	4%	4%	
Capacidad de campo inicial (% peso húmedo)	24%	24%	24%	24%	24%	24%	24%	Schroeder et al. (1994) y Tchobanoglous et al. (1998)
Humedad de saturación inicial (% peso húmedo)	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	
Conductividad hidráulica vertical inicial (m/s)	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	Koda y Zakowicz (1998), Oweis (1990) y Schroeder et al. (1994)
Conductividad hidráulica horizontal inicial (m/s)	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	
Características de la cobertura								
Explotado por MAC								
TIRME 1								
TIRME 2 fondos								
TIRME 2 superficial								
TIRME 3								
NUEVO SELLADO								
Espesor de la cobertura (m)	0	0,35	0,55	0,55	0,25	0,55	0,55	TIRME
Humedad inicial (% peso húmedo)	-	4%	4%	4%	4%	4%	4%	Schroeder et al. (1994) y Tchobanoglous et al. (1998)
Densidad inicial (kg/m ³ peso húmedo)	-	1.400	1.400	1.400	1.400	1.400	1.400	TIRME
Humedad residual inicial (% peso húmedo)		1%	1%	1%	1%	1%	1%	
Capacidad de campo inicial (% peso húmedo)		11%	11%	11%	11%	11%	11%	Schroeder et al. (1994) y Tchobanoglous et al. (1998)
Humedad de saturación inicial (% peso húmedo)		33%	33%	33%	33%	33%	33%	
Conductividad hidráulica vertical inicial (m/s)		0,000001	0,000001	0,000001	0,000001	0,000001	0,000001	Schroeder et al. (1994)

Tabla 5-1. Características hidrológicas asignadas a las celdas del modelo del vertedero de Corral Serra (2 de 2)

MODELO HIDROLÓGICO	VERTEDERO		CELIDAS VERTEDERO					REFERENCIAS
	SELLADO NUEVO	SELLADO SELLADO	TIRME 3	TIRME 2 superficial	TIRME 2 fondos	TIRME 1	Explotado por MAC	
Modelo de infiltración superficial								
Velocidad de infiltración mínima (mm/h)	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	Huber y Dickinson (1988)
Velocidad de infiltración máxima (mm/h)	76,2	76,2	76,2	76,2	76,2	76,2	76,2	
Parámetro de Horton (1/h)	4,14	4,14	4,14	4,14	4,14	4,14	4,14	
Modelo de evapotranspiración								
Profundidad de evaporación (m)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	Schroeder et al. (1994)
Punto de marchitez (%)	100	100	100	100	100	100	100	
Modelo de escorrentía superficial								
Máxima acumulación superficial (m)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,5	0,5	0,5	Huber y Dickinson (1988)
Modelo de flujo preferencial								
Volumen afectado por canales preferenciales (%)	50	50	50	50	50	50	50	Rosqvist y Destouni (2000)
Factor de permeabilidad de la zona canalizada	100	100	100	100	100	100	100	
Modelo de humedad residual								
Influencia de la presión en la humedad residual (kg/m ²)	4,536	4,536	4,536	4,536	4,536	4,536	4,536	Huitric et al. (1980)
Humedad residual mínima del residuo (% peso seco)	3	3	3	3	3	3	3	

Escorrentía superficial

En este vertedero se han definido tres tipos de gestión de escorrentía superficial:

- “Conectada”: para las celdas que representan las gravas de drenaje situadas en el fondo de los Vasos 1 y 2 y para las celdas que representan la lámina de impermeabilización situada en el talud que une los dos vasos. Según el modo de explotación ejecutado, mientras permanecen descubiertas (no se ha dispuesto residuo en esa superficie), la precipitación que cae sobre ellas va a parar directamente al sistema de recolección de lixiviados.
- “No evacuada”: para las celdas vertedero situadas bajo la rasante del terreno (celdas “Explotado por MAC”, “TIRME 1” y “TIRME 2 fondos”). El agua que cae sobre estas celdas acaba infiltrándose en el residuo.
- “No conectada”: para las celdas que están por encima de la rasante del vertedero (celdas “TIRME 2 superficial”, “TIRME 3” y “Nuevo sellado”). Esta escorrentía se gestiona independientemente del sistema de recogida de lixiviados, a través del sistema de cunetas perimetrales.

Sistema de drenaje

Para representar la tubería dispuesta en el vertedero se colocaron, en las celdas que representan la zona donde está situada la tubería (según los planos de proyecto de construcción del nuevo vertedero), un sistema de recolección de lixiviado mediante tubería (*Pipe*) con las características que recoge la Tabla 5-2.

Tabla 5-2. Características del modelo de sistema de recolección de lixiviado

PROPIEDAD	VASOS 1 y 2
Pendiente de la tubería (tanto por uno)	0,02
Número de celdas servidas por el dren	40
Pendiente de las capas hacia el dren (tanto por uno)	0,02
Conductancia hidráulica equivalente debajo del dren (s ⁻¹)	0
Diámetro de la tubería (m)	0,25
Coefficiente de Manning (adimensional)	0,009

5.2.2. Residuos

La Tabla 5-3 reúne la cantidad de residuo depositada en el vertedero, de acuerdo con el modelo de terreno elaborado.

Tabla 5-3. Residuo depositado en el vertedero

TIPO DE CELDA		Nº DE CELDAS	VOLUMEN RESIDUO (m ³)	PESO (T)
	Explotado por MAC	191	43.930	31.190
Celdas vertedero	TIRME 1	170	33.150	23.536
	TIRME 2	588	102.900	73.059
	TIRME 3	324	66.420	47.158
Celdas vertedero sellado	NUEVO SELLADO	369	64.575	45.848
Total Nuevo Vertedero			310.975	220.792

El modelo de generación creado para representar el residuo vertido incorpora varios períodos de generación, cada uno de los cuales “genera” el residuo correspondiente a una de las plantas de tratamiento o estaciones de transferencia de procedencia. Se han definido ocho periodos de generación del tipo *Components by monthly global generation* y un periodo de generación del tipo *Global by monthly generation*, para representar el árido que entró en el vertedero como residuo durante la etapa de explotación de Mac Insular.

En la Tabla 5-4 se reúnen las características de cada periodo de generación, obtenidas a partir de una media ponderada de las caracterizaciones del residuo realizadas por TIRME.

El modelo de generación de residuos (y de explotación) hasta julio de 2009 se ha construido a partir de la información proporcionada por TIRME. A partir del 6 de julio de 2009 no se ha vertido ningún residuo en el vertedero, dando por finalizada temporalmente su explotación.

Tabla 5-4. Características del residuo depositado en el vertedero de Corral Serra

COMPOSICIÓN POR COMPONENTES	PLANTAS DE TRATAMIENTO				CENTROS DE TRANSFERENCIA			
	PT2 Sta Margalida	PT1 Bunyola	CTP Lluçmajor	CTP Manacor	CTP Calvià	CTP Porreres	CTP Inca	CTP Artá
Goma (%)	1,0	0,8	1,2	0,6	0,7	1,2	0,9	0,8
Inerte (%)	26,5	20,7	38,3	21,6	34,1	30,9	27,7	38,6
Madera (%)	43,8	53,1	34,0	41,1	41,0	26,4	32,7	32,3
Metal (%)	3,4	4,4	3,1	2,9	3,0	3,0	3,5	1,9
Papel y cartón (%)	5,2	6,1	7,3	5,6	4,3	4,3	6,8	5,1
Plástico (%)	12,6	9,5	10,7	18,6	9,4	9,4	14,5	13,1
Textil (%)	7,3	4,6	5,1	8,2	6,6	6,6	12,3	8,0
Vidrio (%)	0,2	0,8	0,3	1,1	0,9	0,9	1,6	0,2
GENERACIÓN MENSUAL GLOBAL	PT2 Sta Margalida	PT1 Bunyola	CTP Lluçmajor	CTP Manacor	CTP Calvià	CTP Porreres	CTP Inca	CTP Artá
Marzo 2006 - julio 2009 (T)	10.409	97.367	36.372	12.823	25.700	8.118	16.985	10.927
OTRAS CARACTERÍSTICAS	PT2 Sta Margalida	PT1 Bunyola	CTP Lluçmajor	CTP Manacor	CTP Calvià	CTP Porreres	CTP Inca	CTP Artá
Densidad global (T/m ³ peso húmedo)	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71

5.2.3. Meteorología

Para crear el modelo meteorológico se procesaron las series con información a partir de 2006. Se tomaron los datos disponibles de la estación meteorológica del vertedero Corral Serra y los “huecos” se rellenaron con los siguientes criterios:

- Humedad relativa media del aire: datos completados con datos de la estación meteorológica de Son Sant Joan, situada a 30 Km del vertedero. Esta era la estación meteorológica más cercana que registraba este parámetro.
- Temperatura media: datos completados con los datos de la estación meteorológica de Muro, a 9,1 Km del vertedero.
- Velocidad media del viento: se completó la serie de los años 2006 al 2008 con datos de la estación Son Sant Joan modificados. Se calculó la media de las diferencias entre los datos de la estación Son Sant Joan y los datos de la estación del vertedero. Los días que no había datos se adoptó el valor resultante de la diferencia entre la velocidad de la estación de Son Sant Joan y la media de las diferencias del valor en ambas estaciones. Para completar los datos del año 2009 se utilizó la media de los dos valores medios diarios recogidos en la estación meteorológica más cercana al vertedero, Sa Pobla Sa Canova, a 8,2 Km del vertedero.
- Insolación: se adoptó la media de las horas de sol medidas en las estaciones de Palma Portopí (situada a 33 Km del vertedero) y Son Sant Joan ya que en ninguna de las estaciones cercanas al vertedero se registraba este parámetro.
- Precipitación horaria: la serie del vertedero se completó con valores diarios de precipitación de la estación de Muro, adoptando la distribución horaria de las precipitaciones disponibles del año anterior en el vertedero.

Para la prolongación de los datos meteorológicos después de diciembre de 2009, se ha adoptado la serie enero 2006- diciembre 2009, la disponible al realizar este trabajo.

5.2.4. Modelo de recirculación

Para simular las condiciones de recirculación a las que se sometió el residuo se definió un tipo de recirculación por *Riego Superficial*, con máximo caudal

recirculado por celda 1 m³/d (valor que no resulta limitante) y período de recirculación desde junio de 2007 hasta diciembre de 2009. El volumen recirculado en el modelo representa al volumen de lixiviado más el volumen de aguas pluviales recirculados. Del volumen de lixiviado recirculado se tienen datos mensuales (junio 2007 - diciembre 2009).

De la serie de aguas pluviales recirculadas no se dispone de información desde agosto de 2008 a mayo de 2009. Para estimar este volumen se han tenido en cuenta las siguientes consideraciones:

- El mínimo volumen de entrada mensual al vertedero entre precipitación, lixiviado y pluviales desde junio de 2007 hasta julio de 2008 fue 650 m³.
- Los pluviales recirculados en los meses en los que existe dato se calculan como la diferencia entre el volumen mínimo anterior y el volumen precipitado menos el recirculado registrado.
- En agosto de 2008 sí aparece un dato de recirculación de pluviales, mientras que de septiembre a diciembre de 2008 sólo la precipitación cumpliría la condición adoptada. Teniendo en cuenta además que la distribución de la lluvia fue homogénea en estos meses, se ha considerado que no hubo recirculación de aguas pluviales.

Por otro lado, la recirculación se simula en el programa a partir del depósito de almacenamiento de lixiviados. En este caso, dadas las formas de explotación, dicho “depósito” está formado por la balsa de almacenamiento de lixiviado, la arqueta de evacuación del mismo y el propio vaso de vertido, puesto que se aprovecha su capacidad de retención de agua (mediante la válvula en el sistema de drenaje) para mantenerla acumulada. MODUELO no es capaz de simular el sistema tal cual, pues calcula el lixiviado que se extraería por gravedad, sin regulación, y simula que éste se evacua de entre los residuos. Por este motivo, para simular adecuadamente la capacidad de retención y regulación de líquido global, ha sido necesario crear un depósito de lixiviados “sintético”, al que se le ha dado un volumen de 1.000.000 m³ (para que su capacidad de retención no limite la regulación posible).

Como ocurre en la realidad, se consideraron aportaciones a este almacenamiento de líquido disponible para recircular el lixiviado recogido en el sistema de drenaje inferior más la escorrentía conectada (que también termina siendo evacuada por el mismo conducto y se mezcla).

La Figura 5-2 muestra los resultados del modelo de recirculación durante el período estudiado. El volumen recirculado real (11.186 m³) es similar al volumen recirculado simulado (11.123 m³). El lixiviado disponible estima el volumen de lixiviado acumulado en la balsa de almacenamiento de lixiviado, en la arqueta de recolección y en el vaso de vertido.

5.2.5. Modelo hidrológico

La Tabla 5-1 muestra los valores seleccionados, de la literatura y otras aplicaciones de referencia, para simular las propiedades hidrológicas del residuo en el vertedero.

En la simulación se consideró una cobertura final provisional compuesta por el mismo material que se ha utilizado en la cobertura intermedia, con un espesor de 0,55 m. Así, no se ha puesto una impermeabilización final sino que se consideró la situación real del vertedero.

La Figura 5-3 muestra los resultados de simulación con estos datos durante el período de calibración (hasta julio de 2009) en comparación con los datos disponibles. Entre las series dibujadas en la gráfica se incluyen:

- Lixiviado “medido”: obtenido a partir de los registros de TIRME, incluye el volumen extraído de la arqueta de evacuación de lixiviado.
- Lixiviado simulado: según los resultados de simulación, es el volumen de lixiviado “puro” que evacuaría el tubo de drenaje inferior si no estuviese regulado. Sólo tiene en cuenta el agua que percola a través del residuo (no considera el agua precipitada sobre la superficie donde no se ha depositado residuo, aunque ésta sea evacuada en el mismo conducto).
- Lixiviado bruto en el sistema: según los resultados de simulación, es el volumen que evacuaría el tubo de drenaje inferior si no estuviese regulado. Resulta de la mezcla del lixiviado “puro” con el agua limpia de la escorrentía conectada y el agua procedente de los caminos preferenciales formados en el vertedero con el paso del tiempo y que se evacuan por el mismo conducto.
- Lixiviado en el sistema: según los resultados de simulación (Lixiviado + Escorrentía Conectada + Volumen de Caminos Preferenciales) y los registros de TIRME de volumen extraído de la balsa llevado a la Estación Depuradora de Agua Residual (EDAR), es el volumen de agua presente entre el vertedero (considerando la que drenaría libremente) y la balsa de almacenamiento.

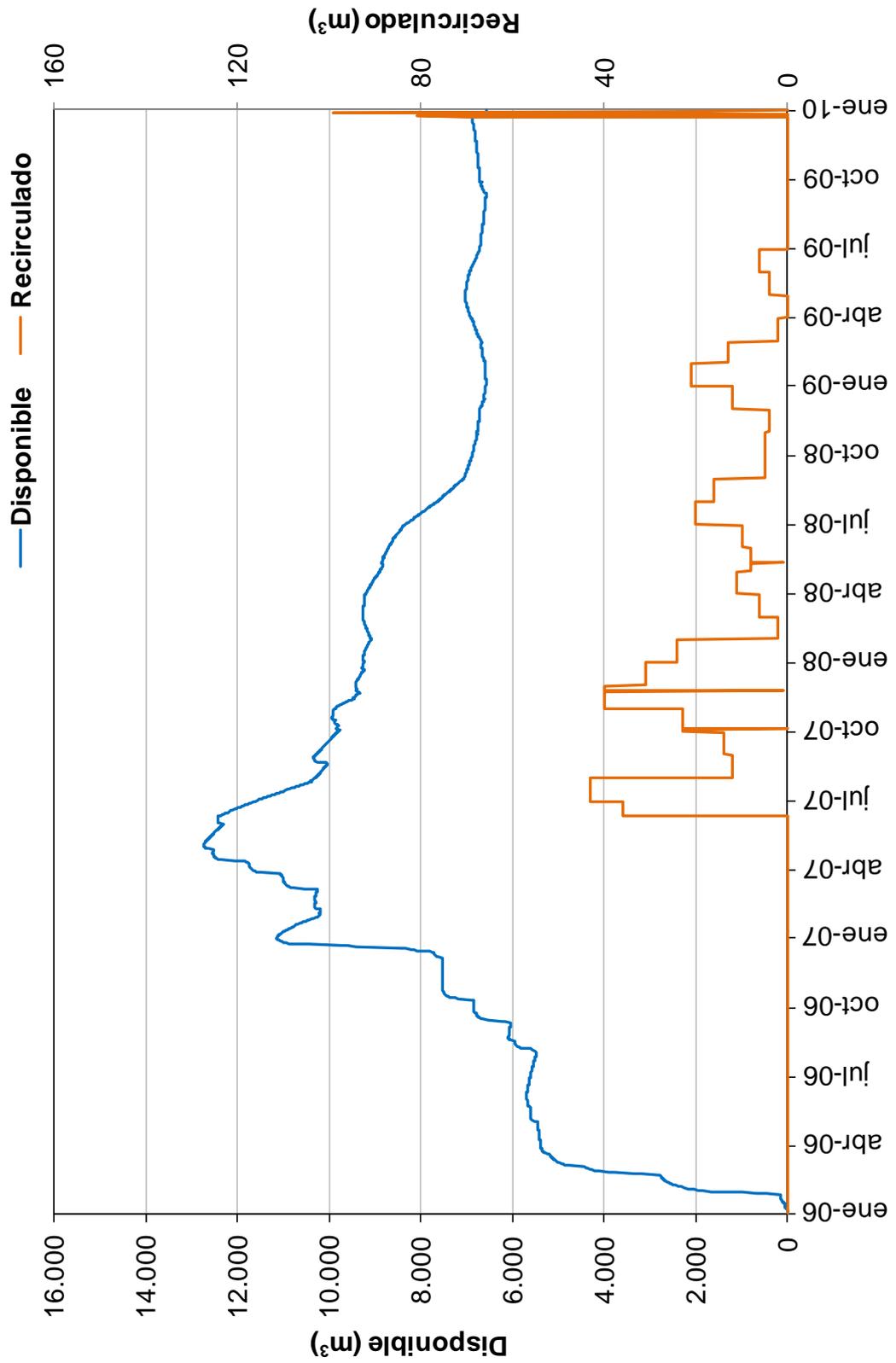


Figura 5-2. Resultados del modelo de almacenamiento y recirculación de lixiviados durante el período de calibración

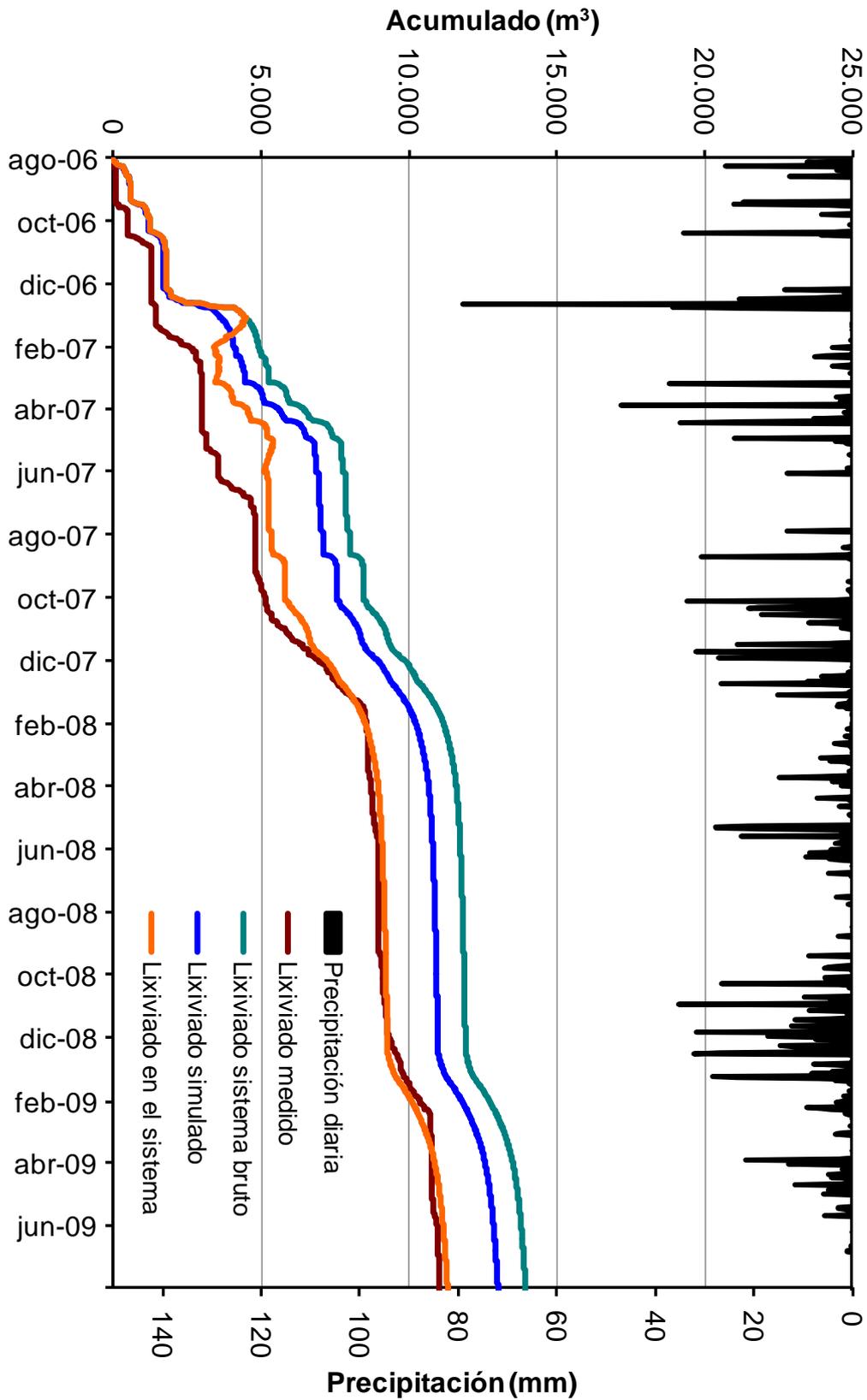


Figura 5-3. Resultados de la calibración hidrológica

Para realizar la calibración se ha modificado la conductividad hidráulica del residuo, que regula la velocidad de circulación del lixiviado entre los poros del residuo hasta llegar al sistema de recolección de lixiviado (flujo lento o de fondo), y el factor de canales preferenciales para regular el volumen de lixiviado generado como respuesta a periodos con gran precipitación.

Como periodo de validación hidrológica se ha considerado desde junio hasta diciembre de 2009. A partir de junio se empezó a registrar acumulación de lixiviado en el fondo del vaso, cambiando las condiciones del período de calibración. Los resultados acumulados en el periodo de calibración y validación se resumen en la Tabla 5-5. Según éstos, al finalizar el año 2009 existían aproximadamente 38.450 m³ de agua acumulados entre los poros de los residuos y sobre el fondo del Vaso 1, suponiendo que la arqueta de recolección de lixiviado (250 m³) y la balsa de almacenamiento de lixiviado (4.000 m³) estuvieran vacías.

Los resultados de simulación en el periodo estudiado, mostrados en la Tabla 5-5, coincidían con los datos registrados por los piezómetros del Vaso 1, que mostraban que durante la segunda mitad del año 2009 se fue acumulando lixiviado en el fondo del Vaso 1. Este hecho se registró en el piezómetro 13-1, que a final del año 2009 indicaba una altura de lámina de agua de 0,6 m por encima de las gravas, lo que suponía un volumen máximo de lixiviado acumulado, teniendo en cuenta la posición del piezómetro y la pendiente del fondo, de aproximadamente 5.200 m³.

De esta manera, al finalizar el año 2009, había unos 5.200 m³ acumulados en el fondo del Vaso 1. Los 33.250 m³ restantes estarían repartidos entre la masa de residuos y áridos vertidos en el veredero.

El residuo y su cobertura se iban depositando con una humedad media aproximada del 11% en peso húmedo y del 4% en peso seco respectivamente (valores supuestos, tomados de Tchobanoglous *et al.* (1998), basados en la observación del estado de los materiales a la llegada al vertedero, "secos"), lo que suponía una humedad media global inicial del 9% en peso húmedo. Considerando que este aumento de humedad estaba homogéneamente repartido en todo el material vertido (303.738 T) los 33.250 m³ equivaldría a un aumento medio de la humedad del 9% (en peso húmedo) por lo que la humedad global del material vertido quedaría en el 18%. A partir de valores bibliográficos (Schroeder *et al.*, 1994), se estima que la capacidad de campo media es aproximadamente del 20% en peso húmedo, mientras que la

humedad de saturación media está alrededor del 60% en peso húmedo. Según estos resultados el vertedero conservaba todavía capacidad de retención de humedad.

Tabla 5-5. Resumen del resultado hidrológico acumulado de la simulación agosto 2006 - diciembre 2009

Precipitación total (m ³)	89.780
Humedad del vertido (residuos + áridos) (m ³)	24.553
Lixiviado recirculado (m ³)	11.123
Evaporación total (m ³)	65.718
Escorrentía no conectada (m ³)	2.711
Lixiviado simulado (m ³)	13.354
Lixiviado por canales preferenciales (m ³)	5.223
Agua acumulada (m³)	38.450

5.2.6. Modelo de degradación

Establecido el modelo de residuo y los parámetros hidrológicos, el modelo de degradación se calibró por ajuste de las series de concentración de contaminantes medidas en el lixiviado y la calidad del gas observado.

El proceso comienza por calibración de las constantes de hidrólisis ajustando las series de nitrógeno amoniacal. Variando el valor del factor de arrastre, se aproximaron las series del NT. Seguidamente, con sucesivas simulaciones variando las constantes de acidogénesis y metanogénesis se ajustaron los valores de la DBO a lo largo del tiempo y, paralelamente, se comprobó el valor del factor de arrastre utilizando contrastando las series medias y simuladas de DQO y COT.

La Tabla 5-6 muestra los resultados de calibración del modelo de degradación y los rangos de referencia utilizados en otros estudios de simulación con el programa MODUELO.

En la Figura 5-4, la Figura 5-5 y la Figura 5-6 se observa el ajuste obtenido para las series de contaminación del lixiviado disponibles. Estas figuras muestran los resultados obtenidos desde noviembre de 2006, organizados por “periodos”. Éstos se establecieron teniendo en cuenta los días que hay entre un control analítico y otro, de manera que el control analítico real quede en medio del periodo, como representativo de las condiciones medias en el mismo. Así, la

calibración se ha realizado comparando los valores medios de las concentraciones diarias simuladas para cada período con la analítica real. En la Tabla 5-7 se recogen los periodos con sus fechas inicial y final y la fecha del control analítico real.

Tabla 5-6. Parámetros resultantes de la calibración del modelo de degradación

PARÁMETRO		Unidades	Rango de referencia	VASOS NUEVOS
Tiempo de activación de la hidrólisis rápida		días	0-365	0
Tiempo de activación de la hidrólisis lenta		días	0-730	0
Tiempo de activación de la metanogénesis		días	0-730	0
Constante de hidrólisis rápida	$k_{h_{rea}}$	días ⁻¹	0,00023-0,1	0,05
Constante de hidrólisis lenta	$k_{h_{slo}}$	días ⁻¹	0,00003-0,02	0,02
Constante de acetogénesis	k_A	días ⁻¹	0,005-1,5	1,5
Constante de metanogénesis acetofílica	k_{AC}	días ⁻¹	0,005-2	2
Constante de metanogénesis hidrogenofílica	k_{H_2}	días ⁻¹	5-500	50
Factor de arrastre	f_{ar}	adimensional	0,01-0,2	0,01
Fracción de carbono transformada en compuestos intermedios en la hidrólisis	f_{CHO}	adimensional		0,76
Fracción de carbono transformada en acetato en la hidrólisis	f_{AC}	adimensional		0,2
Fracción de carbono transformada en acetato en la acetogénesis	f'_{AC}	adimensional		0,68

En las tres gráficas de calibración se puede observar que hasta aproximadamente el Periodo 6 (septiembre de 2007) no se obtiene un ajuste adecuado de las concentraciones, esta fecha coincide con el inicio de la explotación del Vaso 2. En los períodos anteriores los valores obtenidos en la simulación incorporan el efecto de dilución de la escorrentía “conectada” recogida en el Vaso 2 (agua de lluvia que se infiltra directamente en el sistema de drenaje, que está expuesto directamente). Los valores medidos, sin embargo, no se ven influidos por esta dilución al ser tomados en tiempo seco (días en los que no se produce lluvia, y por tanto escorrentía). Por otro lado el volumen de agua infiltrada a través de la capa de gravas del Vaso 2 aumenta el contenido de

Capítulo 5

humedad en el Vaso 1 provocando un efecto de arrastre y disolución de contaminantes a su paso por el residuo que no se ha considerado en la simulación. Por estos motivos las concentraciones reales en esos primeros periodos son más altas que las simuladas.

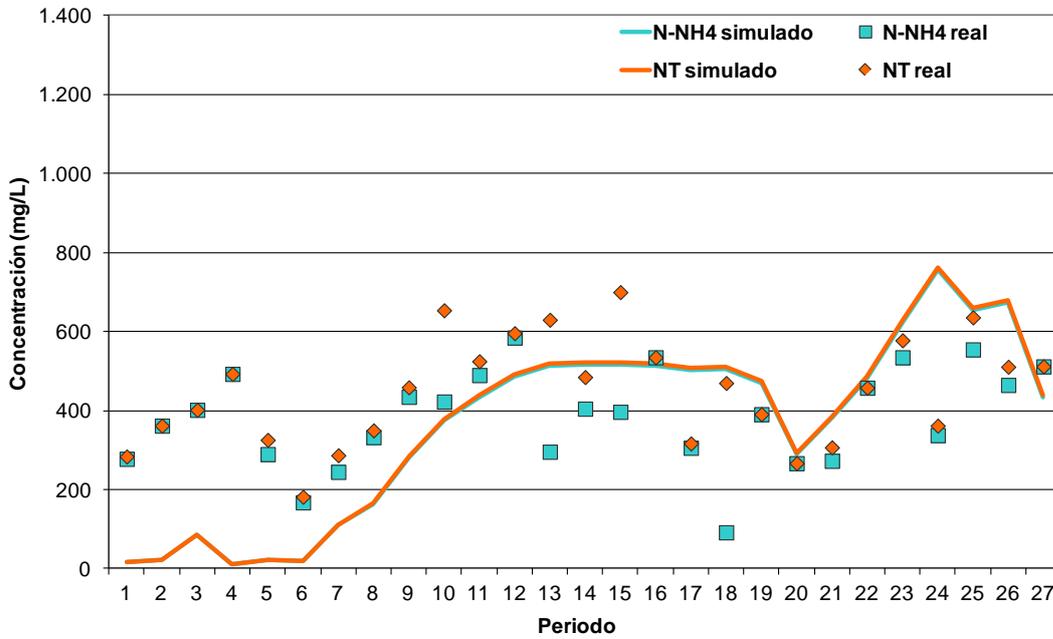


Figura 5-4. Ajuste de calibración del modelo de biodegradación: series N-NH₄ y NT

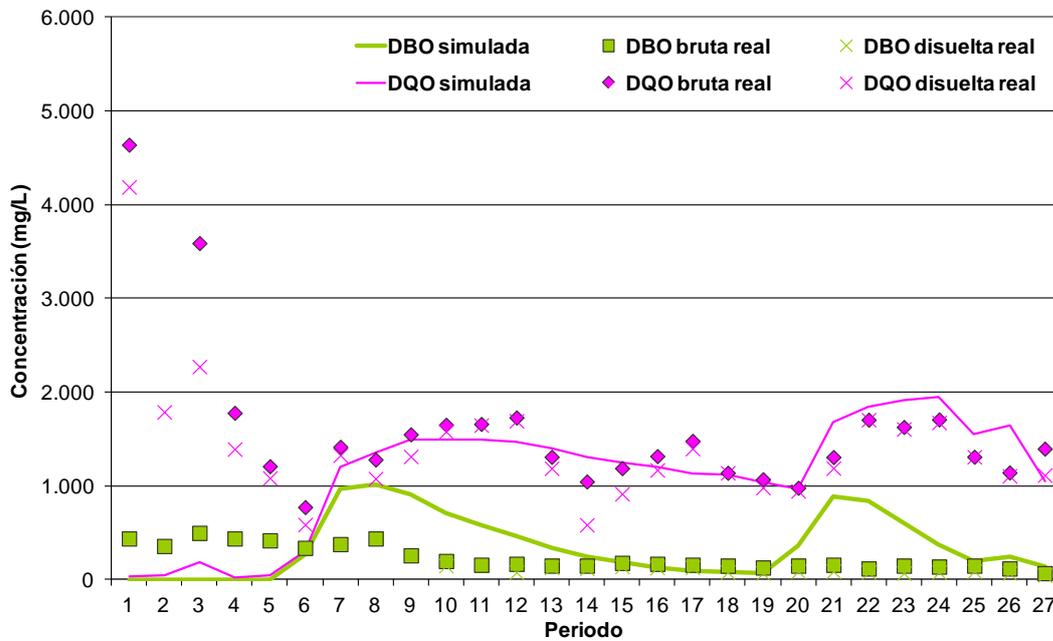


Figura 5-5. Ajuste de calibración del modelo de biodegradación: series DBO y DQO

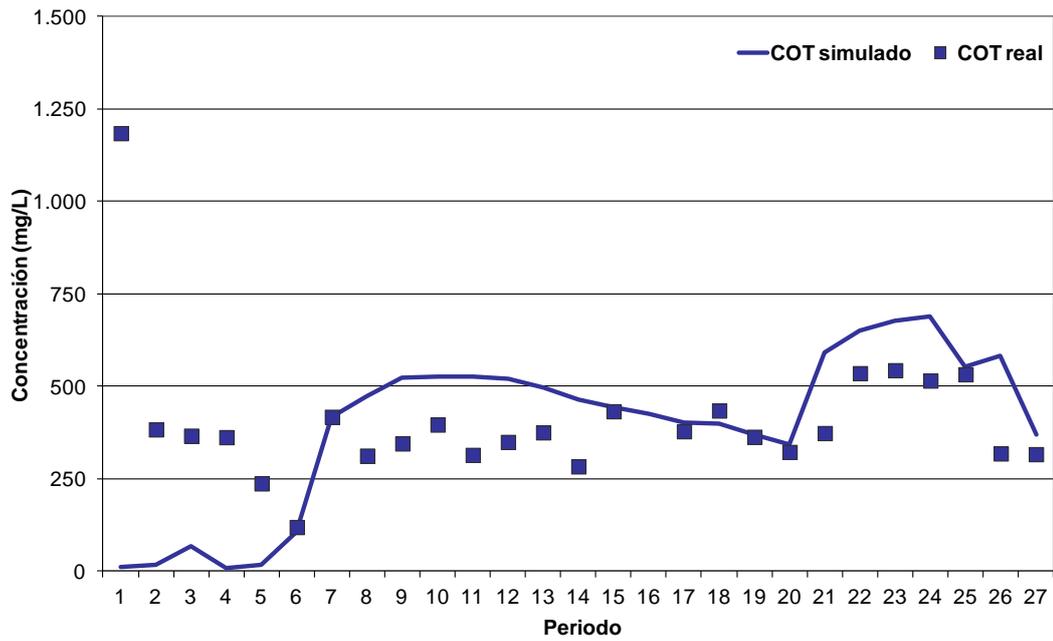


Figura 5-6. Ajuste de calibración del modelo de biodegradación: serie COT

A partir del sexto período la tendencia de los valores simulados de concentración de $N-NH_4$, DQO, DBO y COT se aproxima mejor a lo observado, con la variabilidad esperable teniendo en cuenta la limitación en representatividad de los datos medidos (el efecto ya comentado de la toma de muestras instantánea frente al valor medio simulado).

Tabla 5-7. Periodos definidos para la calibración del modelo de degradación

PERIODO	FECHAS	CONTROL ANALÍTICO REAL
1	26-11-2006 // 07-04-2007	31-01-2007
2	08-04-2007 // 29-06-2007	13-06-2007
3	30-06-2007 // 02-08-2007	16-07-2007
4	03-08-2007 // 31-08-2007	20-08-2007
5	01-09-2007 // 24-09-2007	11-09-2007
6	25-09-2007 // 21-10-2007	08-10-2007
7	22-10-2007 //26-11-2007	05-11-2007
8	27-11-2007 // 07-01-2008	18-12-2007
9	08-01-2008 // 11-02-2008	29-01-2008
10	12-02-2008 // 06-03-2008	25-02-2008
11	07-03-2008 // 28-03-2008	17-03-2008
12	29-03-2008 //25-04-2008	09-04-2008
13	26-04-2008 // 26-05-2008	13-05-2008
14	27-05-2008 // 21-06-2008	09-06-2008
15	22-06-2008 // 23-07-2008	04-07-2008
16	24-07-2008 // 05-09-2008	12-08-2008
17	06-09-2008 // 15-10-2008	29-09-2009
18	16-10-2008 // 13-11-2008	31-10-2008
19	14-11-2008 // 06-12-2008	25-11-2008
20	07-12-2008 // 31-12-2008	16-12-2008
21	01-01-2009 // 31-01-2009	14-01-2009
22	01-02-2009 // 10-03-2009	16-02-2009
23	11-03-2009 // 06-05-2009	01-04-2009
24	07-05-2009 // 24-07-2009	09-06-2009
25	25-07-2009 // 02-10-2009	06-09-2009
26	03-10-2009 // 24-11-2009	28-10-2009
27	25-11-2009 // 31-12-2009	21-12-2009

5.3. Estimaciones futuras

6.3.1. Lixiviado: volumen y composición

En la Figura 5-7 se muestra la evolución del volumen de precipitación sobre el vertedero, junto con la cantidad evaporada total (que incluye la lluvia evaporada y lo evaporado procedente de la superficie y de las capas superiores de residuo o terreno).

En la Tabla 5-8 se reúne el volumen anual de distintos componentes del balance hidrológico en el vertedero. A pesar del gran potencial evaporativo de la zona (a lo largo del período simulado se llega a evaporar un 72% del volumen precipitado), la infiltración total representa un 95% de la precipitación. Esto se debe a que la cobertura del vertedero es bastante permeable y hace que casi toda el agua de lluvia que cae entre en contacto con los residuos. La infiltración neta, infiltración menos evaporación subsuperficial, es sin embargo menor, aproximadamente el 70% de la precipitación debido al gran potencial evaporativo de la zona. Por otro lado el lixiviado generado representa alrededor del 77% de la infiltración neta durante los años considerados.

La percolación del líquido a través de los residuos se debe fundamentalmente a los canales preferenciales interconectados, que se han formado a partir de irregularidades en la superficie de los residuos como la excavación realizada en octubre de 2009 en el Vaso 1 para tomar muestra de residuo para un ensayo de poder calorífico, que todavía no ha sido restaurada, o el sondeo que se realizó en el Vaso 1 con el mismo objetivo (ver Imagen 5-1, Imagen 5-2 e Imagen 5-3).

Los resultados que aparecen en la Figura 5-8, caudal de lixiviado “puro” y lixiviado total (mezcla del lixiviado “puro” con las aguas procedentes de caminos preferenciales) revelan la importancia de los canales preferenciales en la cantidad de líquido recogido en los sistemas de drenaje del vertedero. Según los cálculos de simulación la relación Agua aportada por canales preferenciales / Lixiviado en el período simulado es de aproximadamente 3/1, lo que implica que si se regularizase la superficie del vaso se reducirían significativamente los volúmenes de “lixiviado” a gestionar.

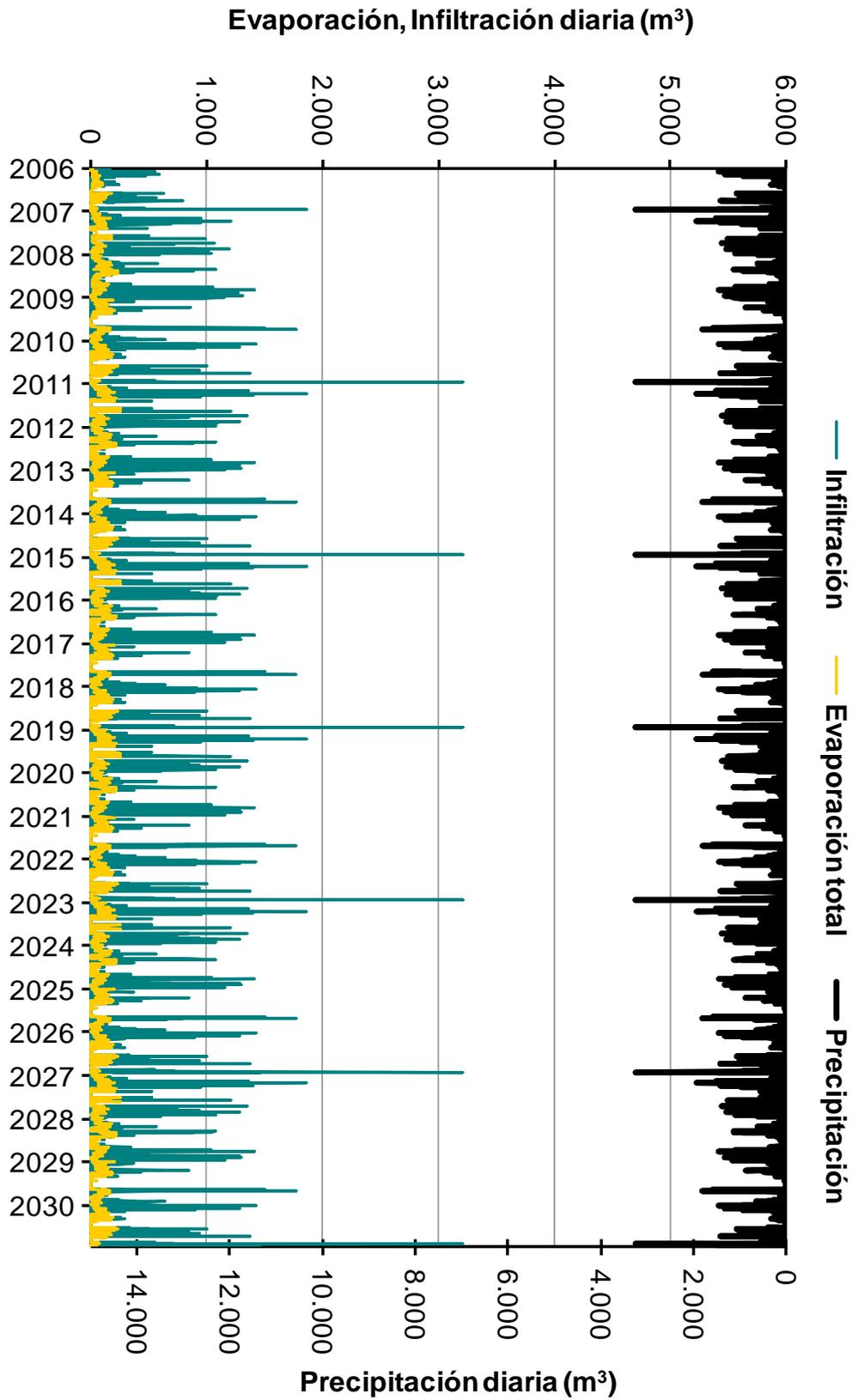


Figura 5-7. Evolución estimada de los componentes del balance superficial en el vertedero hasta 2031

Tabla 5-8. Volumen anual estimado de los componentes del balance hidrológico hasta 2031 (m³)

Año	Precipitación total	Evaporación total	Infiltración	Infiltración neta	Lixiviado puro	Lixiviado total
2010	25.571	15.528	24.495	20.782	630	11.370
2011	26.389	20.554	24.946	16.918	613	11.696
2012	26.740	19.636	25.057	18.335	537	11.768
2013	21.374	16.823	19.785	13.528	871	9.849
2014	25.571	15.528	24.495	20.782	1.205	11.945
2015	26.389	20.554	24.946	16.918	1.899	12.982
2016	26.740	19.636	25.057	18.335	1.652	12.883
2017	21.374	16.823	19.785	13.528	2.903	11.880
2018	25.571	15.528	24.495	20.782	1.868	12.608
2019	26.389	20.554	24.946	16.918	2.793	13.876
2020	26.740	19.636	25.057	18.335	2.857	14.088
2021	21.374	16.823	19.785	13.528	5.277	14.254
2022	25.571	15.528	24.495	20.782	3.539	14.279
2023	26.389	20.554	24.946	16.918	3.972	15.055
2024	26.740	19.636	25.057	18.335	3.541	14.772
2025	21.374	16.823	19.785	13.528	5.987	14.964
2026	25.571	15.528	24.495	20.782	3.862	14.601
2027	26.389	20.554	24.946	16.918	4.342	15.425
2028	26.740	19.636	25.057	18.335	4.045	15.276
2029	21.374	16.823	19.785	13.528	7.164	16.141
2030	25.571	15.528	24.495	20.782	4.636	15.376
Suma	525.941	378.237	495.904	368.600	64.192	285.087



Imagen 5-1. Excavaciones en el Vaso 1 (octubre 2009)



Imagen 5-2. Excavaciones del Vaso 1, residuos al descubierto (octubre 2009)



Imagen 5-3. Excavación del Vaso 1, residuos cubiertos (mayo 2010)

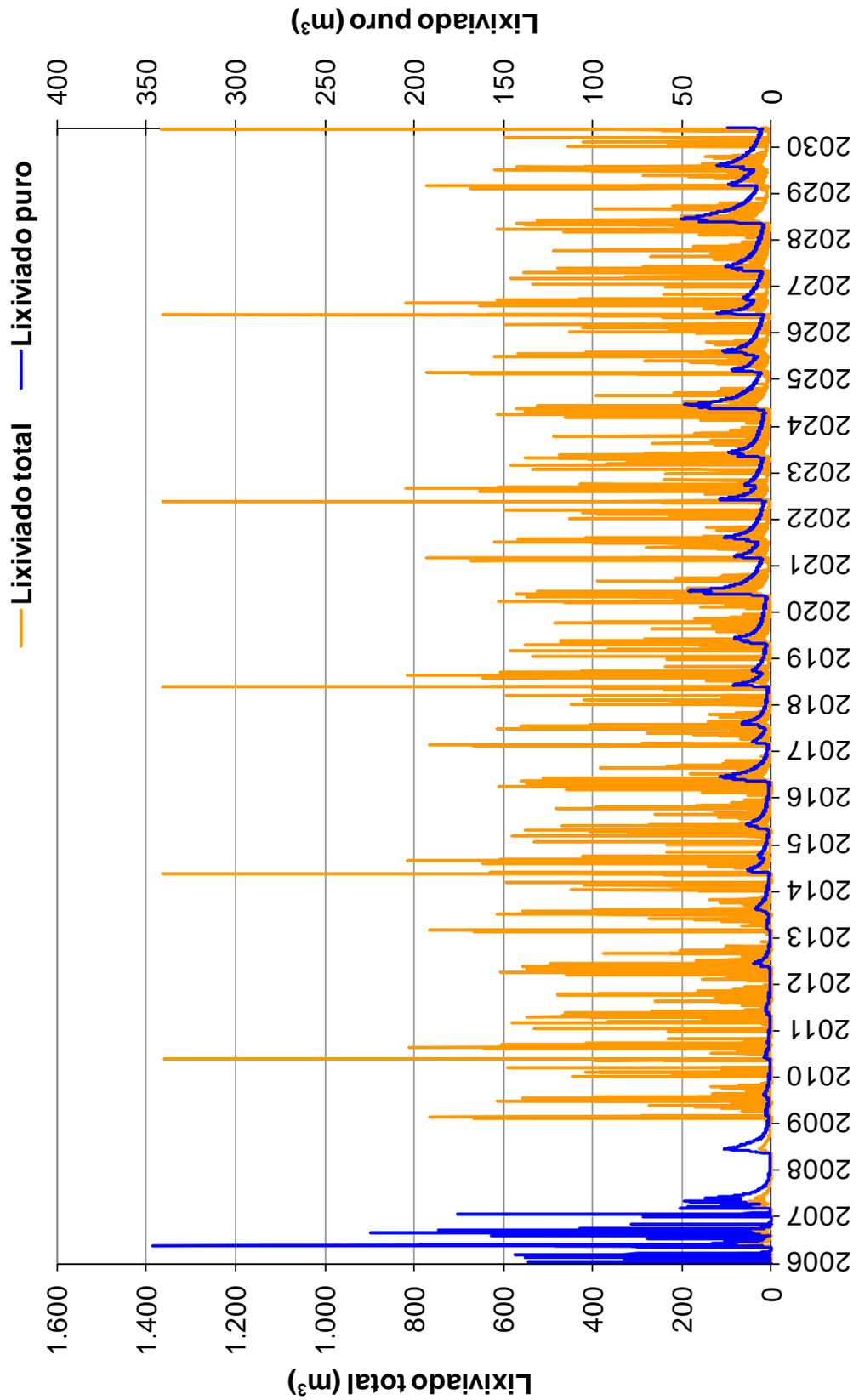


Figura 5-8. Estimación de los caudales de lixiviado y lixiviado en el sistema en el vertedero hasta 2031

En la Figura 5-9 y la Figura 5-10 se muestran los resultados de simulación de la calidad (DBO₅, DQO, COT, N-NH₄ y NT) del lixiviado en el vertedero. En estas gráficas se observa cómo la concentración de compuestos biodegradables (representados por la DBO₅ en este caso) se reduce paulatinamente durante el periodo de simulación, mientras que el resto de compuestos permanecen en concentraciones significativas durante todo el período simulado.

En 2009 se dan las concentraciones máximas anuales de DBO₅ (425 mg/L). A partir de entonces bajan progresivamente hasta alcanzar una concentración media anual de 70 mg/L en el último año de simulación. El resto de contaminantes obtienen su máxima concentración anual de la simulación en el año 2022, con concentraciones medias anuales de 4.550 mg/L de DQO, 2.220 mg/L de N-NH₄, 2.250 mg/L de NT y 1.610 mg/L de COT. A partir de ese año descienden las concentraciones pero se mantienen en valores significativos lo que ratifica que la biodegradabilidad de este tipo de residuo es baja y que la contaminación va a ser duradera.

En la Tabla 5-9 se reúnen los valores anuales estimados de volumen y flujo de contaminantes emitidos por el lixiviado a lo largo de los años. Estos valores pueden tomarse como referencia para estimar las necesidades de depuración.

Según estos resultados en los próximos años será necesario tratar un valor medio anual de 13.500 m³ de lixiviado, cuya contaminación se irá haciendo cada vez menos biodegradable.

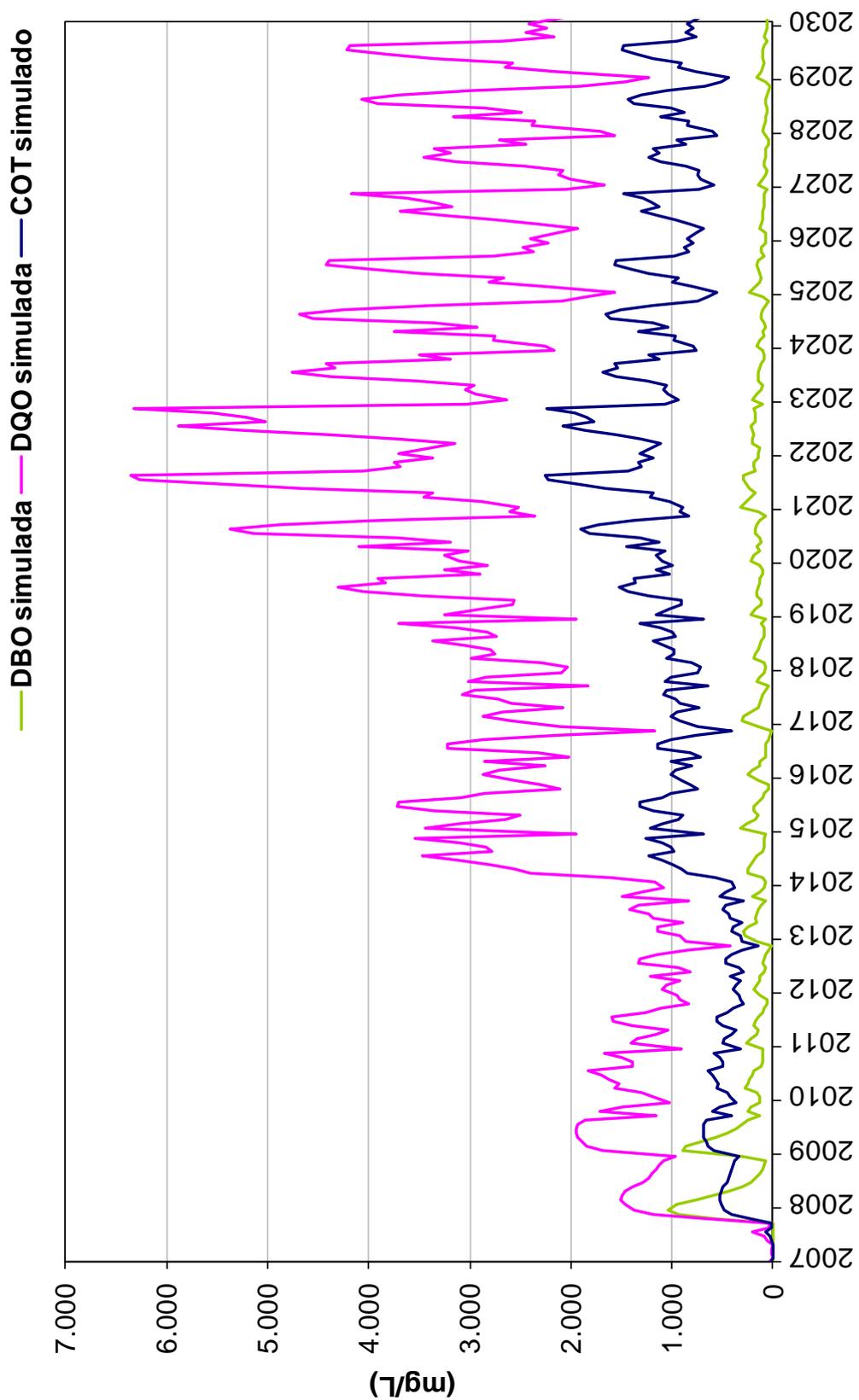


Figura 5-9. Estimación de la evolución de la calidad de los lixiviados en el vertedero hasta 2031 (DBO-DQO-COT)

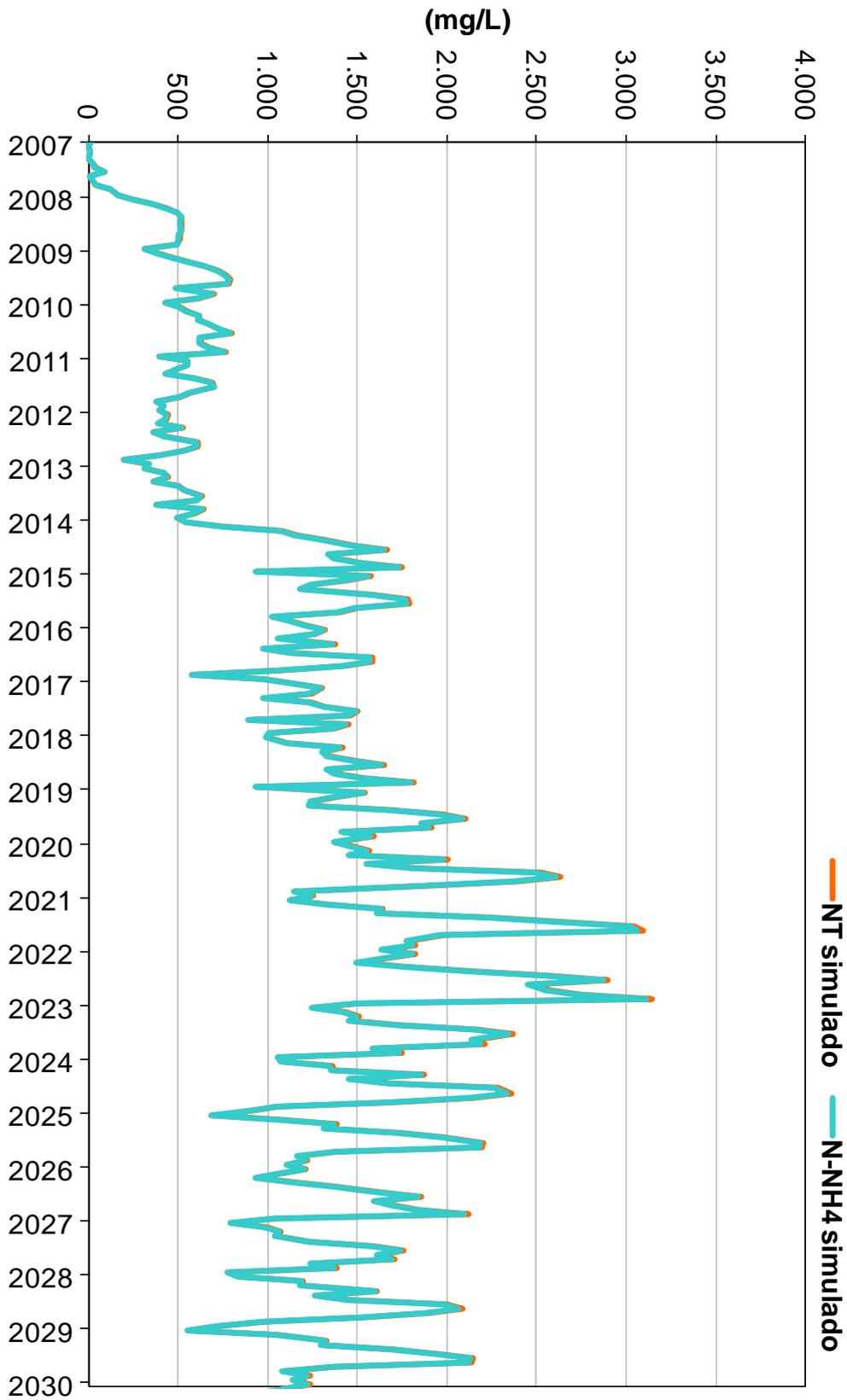


Figura 5-10. Estimación de la evolución de la calidad de los lixiviados en el vertedero hasta 2031 (NT – N-NH₄)

Tabla 5-9. Características anuales (caudal y contaminación) estimadas del lixiviado recogido en el vertedero

Año	Lixiviado total (m ³)	DBO (kg)	DQO (kg)	N-NH ₄ (kg)
2010	11.370	152	1.157	485
2011	11.696	134	1.004	421
2012	11.768	113	793	331
2013	9.849	267	1.340	528
2014	11.945	258	3.731	1.731
2015	12.982	450	7.156	3.349
2016	12.883	362	5.684	2.657
2017	11.880	810	9.795	4.507
2018	12.608	299	6.200	2.967
2019	13.876	527	10.997	5.286
2020	14.088	645	12.577	6.031
2021	14.254	1.598	22.981	10.838
2022	14.279	758	17.362	8.428
2023	15.055	652	15.583	7.607
2024	14.772	534	12.945	6.342
2025	14.964	1.110	18.514	8.930
2026	14.601	440	12.046	5.974
2027	15.425	438	12.105	6.026
2028	15.276	410	12.406	6.211
2029	16.141	923	20.831	10.323
2030	15.376	395	14.262	7.186

6.3.2. Biogás

La Figura 5-11 muestra la cantidad diaria de gas (CH₄ y CO₂) generada a lo largo del período de simulación en el vertedero. Como se puede observar el pico de generación máxima de biogás se da en el año 2009, cuando se produce el máximo de la degradación de los componentes biodegradables (como se comentó en el apartado anterior). Después la generación de biogás decrece

paulatinamente aunque mantiene los picos propios correspondientes a la disponibilidad de humedad suficiente para que haya degradación.

Según estos resultados la generación máxima anual de gas de vertedero es de 1.145 T de carbono (T C) de las cuales la proporción de CH₄ será del 18%. Esto supone un volumen máximo anual de gas de vertedero de unos 2.281.000 Nm³ o de 10,3 Nm³/T residuo húmedo, valor inferior a los registrados habitualmente en vertederos de residuos urbanos (el rango típico de volumen de biogás medido (menor que el generado) abarca entre 13 y 22 m³ al año por T de residuo húmedo) (Knox *et al.*, 2005).

Puesto que la superficie total ocupada por los vasos nuevos es de 40.900 m², esta máxima tasa de generación, de ser emitida directamente a la atmósfera supondría emisiones de 273 Nm³/Ha/d de CH₄, cuando como criterios de calidad de almacenamiento final (Final Storage Quality) se proponen tasas de 1,2 m³/Ha/d de CH₄ (límite de emisión para verederos sellados en Gran Bretaña (Environment Agency UK (2004)). Para vertederos con cobertura temporal el límite propuesto para las tasas de emisión en la misma norma es de 120 m³/Ha/d de CH₄.

De acuerdo con la simulación, durante este periodo se generaron 6.473 T C, lo que supone 12.890.617 Nm³ de biogás, es decir 65,60 Nm³/T residuo húmedo vertido.

Hay que tener en cuenta, sin embargo que las tasas calculadas son de generación (máxima y en condiciones óptimas). Las emisiones serán menores, ya que parte del gas quedará retenido en los poros del residuo, parte se disolverá en el lixiviado, y además se ven reducidas al disponer de capas de cobertura que evitan el escape libre a la atmósfera. Con capa de sellado final las emisiones serían mucho menores, probablemente cumpliendo con los límites mencionados anteriormente.

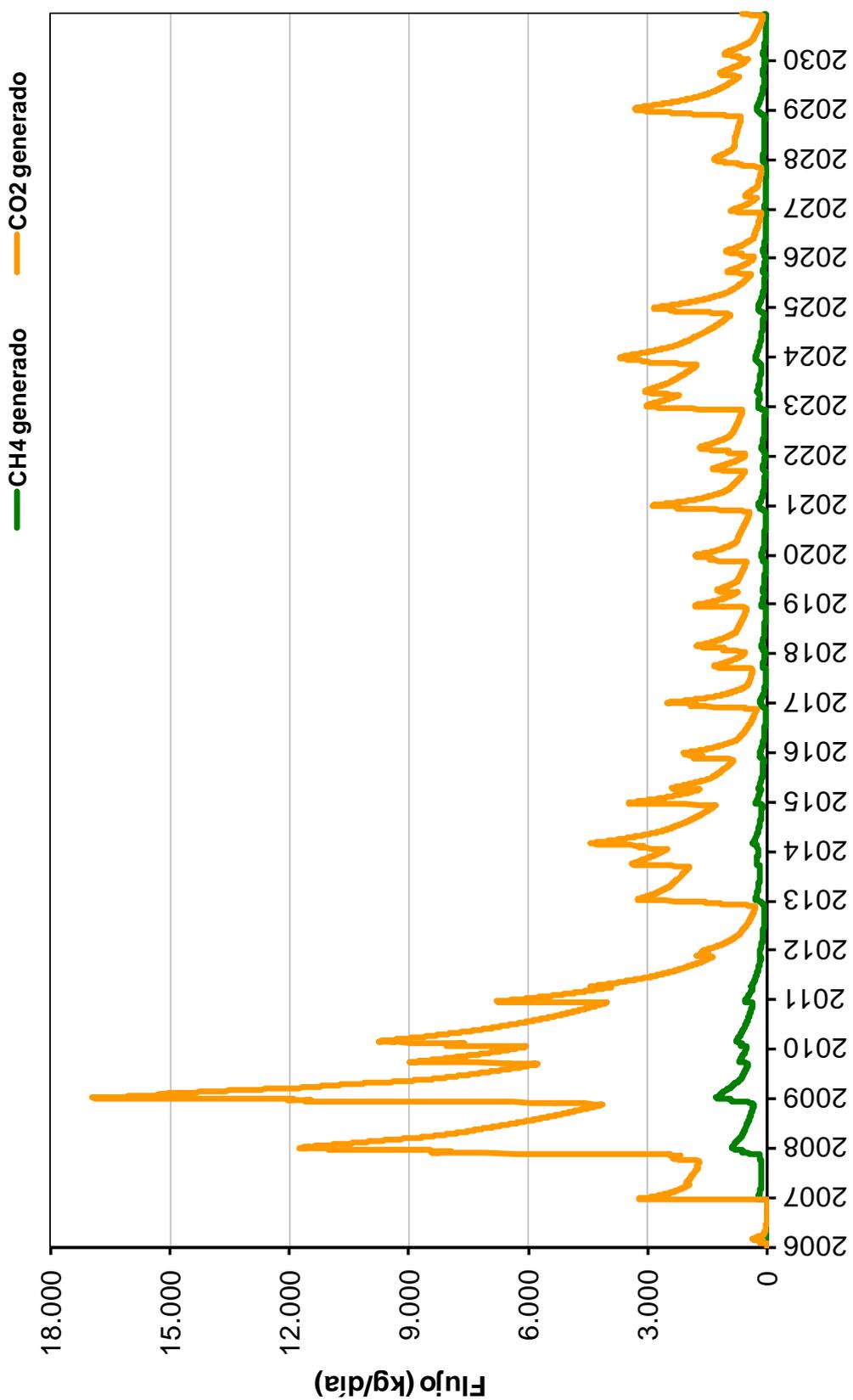


Figura 5-11. Resultados de la simulación de la generación de gases en el vertedero hasta 2031

5.4. Conclusiones específicas

Se ha construido un modelo de simulación del vertedero basado en la herramienta MODUELO. Para representar adecuadamente los fenómenos observados en campo, respecto a los parámetros habitualmente utilizados para RSU ha sido necesario modificar la permeabilidad del residuo, la proporción de canales preferenciales presentes en la masa vertida y los parámetros utilizados para caracterizar la degradación de los residuos. Esto pone de manifiesto las diferencias fundamentales del RCD respecto al RSU:

- Una biodegradabilidad menor y más lenta
- Un mayor tamaño de partícula, que a la hora del vertido facilita la formación de más caminos preferenciales que en el caso de los RSU que se compactan mejor.

El modelo de simulación no representa con exactitud el vertedero estudiado pues no incorpora el sistema de gestión del lixiviado por bombeo desde el punto de recolección. Sin embargo, ha permitido una aproximación al balance hidrológico global y, a partir del mismo, la propuesta de mejoras en la explotación en esos momentos como por ejemplo:

- La estimación de los volúmenes infiltrados en el periodo de calibración y validación permitió evaluar la capacidad de almacenamiento remanente en el seno del residuo.
- La importancia de una correcta gestión de la escorrentía superficial y de minimizar el riesgo de generación de canales preferenciales para disminuir la cantidad de lixiviado generado.

Se comprobó que la estrategia de recirculación era adecuada para gestionar el lixiviado generado en este vertedero, reduciendo progresivamente su volumen. Una estrategia posible y segura, sería evacuar todo el lixiviado generado por gravedad a medida que se genera (sin necesidad de regulación en el interior del vertedero como se realiza en la actualidad) y acumularlo en la balsa de almacenamiento desde donde se tomaría para recirculación.

Las estimaciones basadas en el modelo construido permitieron estudiar la contaminación biodegradable producida por el lixiviado, que se reduce lentamente durante el periodo de simulación mientras los demás compuestos permanecen en concentraciones significativas. Esto es consecuencia de que el residuo vertido es poco biodegradable y contaminante a largo plazo.

Por último, el modelo también muestra que las tasas de generación de biogás en este vertedero se irán reduciendo con los años. El año con más generación no superaría las tasas de emisión permitidas para vertederos con sellado temporal ya que parte del biogás quedaría entre los poros del residuo, parte disuelto en el lixiviado y parte no podría salir del residuo por las coberturas temporales dispuestas en el vertedero.

Estas estimaciones requieren validación, pero muestran cómo a partir de información disponible, el modelo permite estimar cuantitativamente los impactos generados por la instalación y esta información puede ser útil al planificar los sistemas de protección ambiental, planta de tratamiento de lixiviado, sistema de extracción de biogás, etc.

5.5. Referencias

- Huber W.C. y Dickinson R.E. (1988). Storm water management model, version 4. Environmental Protection Agency, Estados Unidos.
- Environment Agency UK (2004) Guidance on monitoring landfill gas surface emissions
- Huitric R.L., Raksit S. y Haug R.T. (1980) Moisture retention of lanfilled solid waste. County Sanitation Districs of Los Angeles County, Los Angeles, Estados Unidos.
- Environment Agency UK (2004) Guidance on monitoring landfill gas surface emissions
- Knox K., Braithwaite P., Caine M. y Croft B. (2005) Boxborough landfill test cells: the final chapter. A study of landfill completion in relation to final storage quality (FSQ) criteria. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Italia.
- Koda E. y Zakowics S. (1999). Physical and hidraulic properties of the MSW for water balance of the landfill. En Environmental Geotechnics. Sêco e Pinto Ed., Balkema, Rotterdam, Hokanda.
- López A., Cobo N., Cuartas M. y Lobo A. (2009a). Estimating the future emissions of an old landfill by simulation. Actas del Congreso Sardinia 2009. "12th International Waste Manangement and Landfill Symposium, Sardinia". CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italia.
- López, A., Tejero I., Cuartas M. y Lobo A. (2009b). A case of simulation as a help for landfill management planning. Actas del Congreso HPM3. "3rd International Workshop. Hydro-Physico-Mechanics of Wastes". Braunschweig, Alemania.
- López A., Cobo N. y Lobo A. (2011). Modelling of biodegradation in an old European unregulated landfill. Journal of Environmental Engineering, 137, 93-96.
- López A. Gonzalorenna R.J., Cuartas M. y Lobo A. (2012). Modelación de una celda vertedero experimental con Moduelo 4.0. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 28, 89-96.
- Oweis I.S., Smith D.A., Ellwood R.B. y Greene D.S. (1990). Hydraulic characteristics of municipal refuse. Journal of Geotechnical Engineering, N 116, Vol. 4, pp. 539-553.

- Rosqvist H. y Destouni G. (2000). Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 46, pp. 39-60.
- Schroeder P.R., Dozier Tamsen S., Zappi P.A. McEnroe B. M., Sjostrom, J.W. y Peyton R.L. (1994) The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3. EPA/600/r-94/168b. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, Estados Unidos.
- Tchobanoglous G., Theisen H. y Vigil S. (1998) Gestión integral de residuos sólidos. McGraw Hill, Madrid. ISBN: 0-07-063237-5.

Capítulo 6

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. Conclusiones

Parte de los resultados de este estudio dieron lugar a conclusiones sobre los fenómenos que se dan en el vertedero analizado en particular y en consecuencia recomendaciones para su seguimiento y explotación. Dichas conclusiones se han expuesto en el *Capítulo 4 “Resultados de seguimiento”* y en el *Capítulo 5 “Resultados de modelización”*, e incluyen:

- La estrategia de gestión de lixiviado del vertedero es válida para vertederos de este tipo en los que la precipitación es escasa y la evapotranspiración elevada.
- Las concentraciones medias de algunos parámetros son mayores que las publicadas de otros vertederos de RCD, como en el caso de la conductividad, el N-NH₄, el As y el Pb. La elevada conductividad es debida a la gran cantidad de ST y sales presentes en el lixiviado (sulfatos, carbonatos, Na y Ca). El N-NH₄ proviene de la degradación de los componentes orgánicos del residuo. El As proviene de las maderas tratadas con CCA y el Pb de pinturas y revestimientos.
- La degradación también se evidencia por la composición del biogás medido dentro del residuo con presencia de CH₄ y SH₂. Sin embargo la emisión de SH₂ es mínima y no se producen malos olores alrededor del vertedero. Esto se debe a la escasa presencia de yeso en el residuo vertido, que limita la generación de SH₂, y la cobertura intermedia diaria utilizada para controlar las emisiones superficiales.
- Se ha comprobado que, en este caso, los datos de emisión publicados no son siempre extrapolables, pues dependen de la composición del residuo y las condiciones ambientales.
- Para representar adecuadamente el vertedero respecto a los parámetros habitualmente utilizados para RSU ha sido necesario modificar la permeabilidad del residuo, la proporción de canales preferenciales presentes en la masa vertida y los parámetros utilizados para caracterizar la degradación de los residuos. Esto pone de manifiesto las diferencias fundamentales del RCD con respecto al RSU; una biodegradabilidad menor y más lenta y un mayor tamaño de partícula que facilita la formación de caminos preferenciales.
- El modelo no puede reproducir el sistema de gestión utilizado en el vertedero porque no incorpora el bombeo desde el punto de recolección. No obstante,

ha permitido realizar un balance hidrológico global aproximado y, a partir de él, una propuesta de mejoras en la explotación.

Por otro lado, las observaciones y análisis realizados a lo largo de este estudio como los resultados obtenidos conducen también a conclusiones extrapolables en el campo de la ingeniería de vertederos, en tres ámbitos: el potencial contaminante de las instalaciones de vertido de rechazos de construcción y demolición, el empleo de instrumentación in situ y la simulación de vertederos.

Conclusiones sobre potencial contaminante de las instalaciones de vertido de rechazos de RDC

Los vertidos de rechazos de RCD presentan una composición diferente en distintos lugares, pero algunas similitudes, como la predominancia de maderas y hormigón.

Los vertederos de rechazos de RCD no pueden clasificarse como inertes.

La degradación de los residuos provoca altas temperaturas y contaminación significativa del líquido, fundamentalmente debidas a:

- La degradación de las maderas tratadas, que aporta metales pesados como As, presente en el tratamiento con arseniato de cobre cromado y Pb, componente de pinturas, revestimientos y algunos productos de sellado, en el lixiviado.
- La biodegradación de componentes orgánicos como papel, cartón y maderas, que da lugar a contaminación orgánica con fuerte carga nitrogenada.
- La disolución de sales inorgánicas (sulfatos, carbonatos, Na, Ca) de distintos componentes.

Las concentraciones en el líquido en todo caso dependerán del régimen climático local y las operaciones del vertedero. Esto implica que al analizar tablas con rangos de referencia para predecir concentraciones en el lixiviado, deben considerarse dichos factores.

Además se ha comprobado actividad metanogénica entre las etapas de biodegradación.

Sin embargo no siempre se generan emisiones gaseosas significativas, ni problemas de olores. Estos últimos, con los que se suelen relacionar esta clase de vertederos, se derivan fundamentalmente de la cantidad de yeso depositada.

En países europeos esta cantidad es reducida, y así lo será también la generación de sulfuro de hidrógeno y por tanto la aparición de olores molestos.

Conclusiones relativas a la instrumentación de vertederos

Se ha comprobado que la introducción de instrumentos en el seno del residuo permite mejorar el seguimiento y control de los vertederos:

- Los datos de temperatura permiten complementar la información sobre actividad biológica y detectar el paso de agua a través del residuo.
- Los datos piezométricos permiten controlar la acumulación de lixiviado sobre la lámina de impermeabilización, especialmente útil cuando se plantean estrategias de gestión de lixiviado por recirculación.
- La toma de muestras desde el interior permite evaluar con mayor detalle la generación de gases.

En este estudio se ha demostrado la durabilidad de los instrumentos en condiciones de vertido, que se han mantenido funcionales al menos durante 6 años.

Conclusiones relativas a la simulación

Se ha comprobado que los modelos incorporados a la herramienta de simulación MODUELO son fácilmente adaptables a vertederos de rechazos de RCD.

Basado en MODUELO se ha puesto a punto una herramienta de simulación del vertedero de Corral Serra, útil para seguimiento y mejora de su explotación, permitiendo:

- Evaluar con detalle el balance hidrológico.
- Estimar con detalle las emisiones gaseosas.
- Predecir la evolución futura del vertedero en cuanto a emisiones.

A partir de las observaciones directas, a través del seguimiento detallado y con ayuda de la simulación se han comprobado también hechos importantes para otros tipos de vertederos:

- Necesidad de evacuación adecuada de la escorrentía y correcta cobertura para minimizar la contaminación de agua y formación de lixiviado.

- La recirculación de lixiviado en localizaciones áridas (escasa precipitación y gran potencial de evaporación), realizada con un control adecuado, es una buena estrategia para reducir la cantidad de lixiviado y acelerar la estabilización de los residuos.

6.2. Recomendaciones

Después de la realización de este trabajo se plantean las siguientes recomendaciones para la mejora de la explotación de vertederos y en particular de vertederos de RCD y como líneas de trabajo a futuro para conocer estas instalaciones:

Explotación de instalaciones de vertido de RCD

Una fracción importante de los rechazos de recuperación de RCD puede valorizarse energéticamente junto con otros residuos, lo que tiene un doble beneficio:

- Minimizar el vertido, aprovechando mejor los materiales.
- Reducir las emisiones de estos vertederos, que precisamente se deben en gran parte a la fracción orgánica de los rechazos.

Puesto que se generará líquido contaminado que debe tratarse, y la permeabilidad es elevada, en este tipo de vertederos se debe intentar reducir el paso de agua a través de los residuos:

- Evitando la formación de caminos preferenciales mediante compactación adecuada del residuo, quizás intentando mezclar residuos con distinta granulometría.
- Utilizando una cobertura de los materiales menos permeables, que también es útil para controlar las emisiones a la atmósfera de compuestos gaseosos.
- Controlando la escorrentía superficial sobre el vertedero para evacuarla antes de su penetración en el residuo.

En zonas con baja pluviometría y elevada evapotranspiración debe considerarse la recirculación de lixiviado como sistema de gestión del mismo, ya que reduce su volumen y favorece la degradación de la materia orgánica.

Al estimar las emisiones de nuevos vertederos, recurriendo a valores tomados de la literatura o experiencias diferentes, se debe tener presente la gran influencia de las condiciones locales, tanto en cuanto a:

- Características del residuo depositado.
- Como a condiciones meteorológicas (precipitación, evapotranspiración potencial, etc.).

Investigación de vertederos de RCD

Completar la representación de los sistemas de gestión de lixiviado en la herramienta MODUELO incluyendo un sistema que permita simular la estrategia de recolección mediante apertura y cierre del sistema de drenaje, basada en acumulación del líquido en el interior del residuo.

Profundizar en la investigación sobre el comportamiento hidrológico de estos vertederos, donde los caminos preferenciales parecen tener mayor importancia. Este trabajo se ha visto limitado en este aspecto por la imposibilidad de conocer el flujo instantáneo de lixiviados (debido a la estrategia de acumulación).

Aplicar el modelo de *Flujo Preferencial* en MODUELO también a las capas de cobertura ya que actualmente no se contempla.

Mejorar el modelo de evaporación superficial del programa limitando la evaporación a una profundidad limitada previamente por el usuario.

Profundizar en la investigación de los fenómenos de degradación y liberación de contaminantes, hasta poder modelizar los más destacados, más allá de la materia orgánica:

- Completar el modelo de degradación de N-NH₄ en MODUELO, actualmente bastante simplificado.
- Crear un modelo de degradación de los compuestos de azufre (presente en cantidades importantes en este tipo de vertederos) para predecir la generación y emisión del SH₂.
- Crear modelos de degradación de compuestos inorgánicos que sean de interés en distintas instalaciones.

Anexo I

RESULTADOS DE LAS ANALÍTICAS DEL LIXIVIADO

Tabla Anexo I-1. Resultados de análisis del lixiviado en 2007 (I)

Fecha de muestreo		31-01-2007	13-06-2007	16-07-2007	20-08-2007
PARÁMETRO	Unidad				
pH		7,3	7,1	6,8	6,9
Potencial Redox	mV	*	-343	-402	-407
Conductividad	mS/cm	5,8	7,1	7,5	8,2
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	*	2.860	2.925	3.200
Sulfatos	mg/L	142,6	138,3	157,1	178,1
OD	mg/L	*	1,1	0,3	0,0
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	440	360	500	440
DQO total	mg /L	4.641	9.636	3.591	1.780
DQO disuelta	mg /L	4.190	1.790	2.274	1.394
TOC	mg/L	1.185	384	367	363
TC	mg/L	1.433	1.065	1.199	1.135
IC	mg/L	248	681	832	771
N-NH ₄	mg/L	278	362	402	493
NT disuelto	mg/L	284	362	402	493
ST	mg/L	5.366	4.112	4.202	4.498
SS	mg/L	781	46	13	37
SV	mg/L	2.392	1.624	1.458	1.568
SSV	mg/L	119	18	12,5	27
As	µg/L	323,7	183,6	283,8	207,8
Cd	mg/L	0,042	0,023	<0,002	0,005
Cr	mg/L	0,250	0,113	0,100	0,052
Ni	mg/L	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Hg	µg/L	*	0,075	<0,002	0,104
Pb	mg/L	2,888	2,333	0,804	1,294
Cu	mg/L	0,087	0,049	0,015	0,075
Zn	mg/L	0,673	0,511	0,411	0,204
Ca	mg/L	607,8	190,9	178,4	297,8
Na	mg/L	390,8	444,3	426,3	465,5

* Análisis no realizado por falta de muestra o por no estar acordado en esa fecha

Tabla Anexo I-2. Resultados de análisis del lixiviado en 2007 (II)

Fecha de muestreo		11-09-2007	08-10-2007	05-11-2007	18-12-2007
PARÁMETRO	Unidad				
pH		7,3	7,3	7,1	7,4
Potencial Redox	mV	-362	-349	-345	-379
Conductividad	mS/cm	7,3	5,9	6,6	7,2
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	2.800	1.800	2.400	2.800
Sulfatos	mg/L	450,5	317,3	188,6	133,3
OD	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,4
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	420	340	380	440
DQO total	mg/L	1.211	775	1.418	1.282
DQO disuelta	mg/L	1.085	589	1.329	1.079
TOC	mg/L	238	120	418	313
TC	mg/L	843	588	927	859
IC	mg/L	605	468	509	546
N-NH ₄	mg/L	290	168	245	333
NT disuelto	mg/L	326	182	287	350
ST	mg/L	4.789	3.920	3.756	4.388
SS	mg/L	26	480	344	27
SV	mg/L	2.472	1.470	1.208	1.388
SSV	mg/L	26	410	120	15,6
As	µg/L	150,5	78,1	169,0	291,0
Cd	mg/L	<0,002	0,182	<0,002	0,010
Cr	mg/L	0,038	0,029	0,044	0,061
Ni	mg/L	<0,005	<0,005	<0,005	<0,025
Hg	µg/L	<0,002	0,182	<0,002	<0,002
Pb	mg/L	1,044	0,869	1,151	1,155
Cu	mg/L	<0,001	0,014	0,010	<0,001
Zn	mg/L	0,242	0,158	0,157	0,140
Ca	mg/L	214,9	243,6	234,3	238,1
Na	mg/L	720,7	282,5	410,3	573,8

Tabla Anexo I-3. Resultados de análisis del lixiviado en 2008 (I)

Fecha de muestreo		29-01-2008	25-02-2008	17-03-2008	09-04-2008	13-05-2008	09-06-2008
PARÁMETRO	Unidad						
pH		8,6	7,8	8,1	7,7	8,1	7,6
Conductividad	mS/cm	8,5	8,6	8,6	9,2	7,7	8,8
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.200	3.700	3.200	3.700	4.170	3.500
Sulfatos	mg/L	170	199	197	152	213	636
OD	mg/L	0,7	1,0	2,0	0,7	0,0	1,5
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	260	200	160	170	150	150
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	0	150	0	80	130	120
DQO total	mg/L	1.551	1.653	1.662	1.731	1.311	1.048
DQO disuelta	mg/L	1.315	1.581	1.649	1.695	1.189	586
TOC	mg/L	346	397	315	350	376	284
TC	mg/L	1.086	1.290	958	1.054	953	920
IC	mg/L	741	893	643	703	578	636
N-NH ₄	mg/L	435	423	490	585	296	405
NT disuelto	mg/L	459	654	525	596	630	485
ST	mg/L	4.888	5.164	5.134	5.281	4.095	5.455
SS	mg/L	274	37	26	9	19	21
SV	mg/L	1.834	1.802	1.694	1.834	1.261	1.556
SSV	mg/L	42	21	20	8	9	16
As	µg/L	337,6	402,9	608,6	343,3	503,5	724,4
Cd	mg/L	<0,007	<0,007	0,013	0,008	<0,007	<0,007
Cr	mg/L	0,04	0,046	0,035	0,067	0,036	0,04
Ni	mg/L	<0,002 5	<0,002 5	0,127	0,131	0,138	0,152
Hg	µg/L	1,3	0,7	2,1	0,7	0,6	<0,02
Pb	mg/L	3,119	2,814	0,31	0,816	0,78	0,989
Cu	mg/L	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Zn	mg/L	0,096	0,102	0,247	0,11	0,156	0,085
Ca	mg/L	168,4	95,4	80,1	176	74,5	83,6
Na	mg/L	561,8	590,9	678,3	644,5	574,3	601,4

Tabla Anexo I-4. Resultados de análisis del lixiviado en 2008 (II)

Fecha de muestreo		04-07-2008	12-08-2008	29-09-2008	31-10-2008	25-11-2008	16-12-2008
PARÁMETRO	Unidad						
pH		7,3	7,5	7,6	8,0	7,8	7,6
Conductividad	mS/cm	8,4	8,6	9,5	8,4	8,2	7,8
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.100	3.000	3.600	3.050	2.700	2.700
Sulfatos	mg/L	464	572	311	302	597	775
OD	mg/L	0,4	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	180	170	160	150	130	150
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	140	130	130	80	70	90
DQO total	mg/L	1.190	1.319	1.481	1.141	1.072	981
DQO disuelta	mg/L	917	1.171	1.399	1.141	983	947
TOC	mg/L	433	*	379	435	364	323
TC	mg/L	1.182	*	1.007	1.052	955	872
IC	mg/L	749	*	628	617	591	549
N-NH ₄	mg/L	397	535	306	92	391	267
NT disuelto	mg/L	700	460	317	470	384	263
ST	mg/L	5.082	5.242	5.214	4.676	4.918	5.374
SS	mg/L	9	9	9	18	8	9
SV	mg/L	1.490	1.570	1.530	1.462	1.442	1.406
SSV	mg/L	6	7	8	9	7	9
As	µg/L	221,4	210,6	317,8	209,7	98,7	89,4
Cd	mg/L	<0,007	0,014	0,014	0,012	0,027	0,023
Cr	mg/L	0,034	0,193	0,138	0,115	0,361	0,219
Ni	mg/L	0,124	0,044	0,064	0,063	0,062	0,047
Hg	µg/L	4,30	<0,749	<0,749	<1,067	3,66	<1,067
Pb	mg/L	0,949	0,501	0,509	0,456	0,554	0,548
Cu	mg/L	<0,06	<0,041	<0,041	0,030	<0,041	<0,041
Zn	mg/L	0,077	0,627	0,522	0,735	0,582	0,624
Ca	mg/L	171,5	73,4	93,5	65,7	105,1	180,0
Na	mg/L	604,7	205,7	218,8	227,2	246,4	253,0

Tabla Anexo I-5. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (I)

Fecha de muestreo		14-01-2009		16-02-2009	
PARÁMETRO	Unidad	Medida	Incertidumbre	Medida	Incertidumbre
pH		7,5	0,02	7,8	0,02
Potencial redox	mV	334	10		
Conductividad	mS/cm	8,1	0,41	8,0	0,40
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.000	50	3.550	50
Sulfatos	mg/L	447	76,03	157	24,89
OD	mg/L	1,2	0,06		
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	160	10	120	10
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	90	10	80	10
DQO total	mg/L	1.309	----	1.707	----
DQO disuelta	mg/L	1.191	----	1.707	----
TOC	mg/L	374	3,21	536	3,02
TC	mg/L	937	1,68	1.254	1,48
IC	mg/L	563	1,53	718	1,54
N-NH ₄	mg/L	273	----	458	----
NT disuelto	mg/L	307	0,57	458	0,80
ST	mg/L	5.140	0,01	4.650	0,01
SS	mg/L	21	0,01	5	0,01
SV	mg/L	1.578	0,01	1.590	0,01
SSV	mg/L	12	0,01	5	0,01
As	µg/L	164,5	----	100,3	----
Cd	mg/L	0,021	0,003	0,016	0,003
Cr	mg/L	0,218	0,058	0,161	0,058
Ni	mg/L	0,058	0,006	0,048	0,005
Hg	µg/L	4,15	0,193	<1,06	0,145
Pb	mg/L	0,647	0,093	0,426	0,089
Cu	mg/L	<0,041	0,008	<0,041	0,013
Zn	mg/L	0,624	0,007	0,447	0,005
Ca	mg/L	150,5	0,016	79,4	0,016
Na	mg/L	251,1	----	252,8	----

Tabla Anexo I-6. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (II)

Fecha de muestreo		01-04-2009		09-06-2009	
PARÁMETRO	Unidad	Medida	Incertidumbre	Medida	Incertidumbre
pH		7,5	0,02	7,5	0,02
Potencial redox	mV	324	10		
Conductividad	mS/cm	8,8	0,44	9,2	0,46
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.700	50	3.700	50
Sulfatos	mg/L	250,2	44,76	506,8	44,84
OD	mg/L	1,2	0,06		
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	150	10	140	10
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	70	10	80	10
DQO total	mg/L	1.630	----	1.710	----
DQO disuelta	mg/L	1.608	----	1.677	----
TOC	mg/L	544	4,23	516	3,21
TC	mg/L	1.288	2,69	1.187	1,53
IC	mg/L	744	1,54	671	1,68
N-NH ₄	mg/L	535	----	338	----
NT disuelto	mg/L	578	0,89	362	0,63
ST	mg/L	5.076	0,01	5.446	0,01
SS	mg/L	10	0,01	7	0,01
SV	mg/L	1.780	0,01	1.728	0,01
SSV	mg/L	8	0,01	7	0,01
As	µg/L	195,6	----	366,5	----
Cd	mg/L	0,017	0,003	0,029	0,004
Cr	mg/L	0,168	0,058	<0,096	0,013
Ni	mg/L	0,053	0,006	0,076	0,015
Hg	µg/L	<1,06	0,145	<1,656	0,220
Pb	mg/L	0,485	0,091	0,385	0,057
Cu	mg/L	0,023	0,008	0,013	0,004
Zn	mg/L	0,098	0,003	0,091	0,015
Ca	mg/L	48,3	0,016	98,9	0,018
Na	mg/L	255,7	----	690,9	----

Tabla Anexo I-7. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (III)

Fecha de muestreo		06-09-2009		28-10-2009	
PARÁMETRO	Unidad	Medida	Incertidumbre	Medida	Incertidumbre
pH		7,7	0,02	7,7	0,02
Potencial redox	mV			315	10
Conductividad	mS/cm	9,6	0,48	8,7	0,43
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.332	50	2.744	50
Sulfatos	mg/L	516,6	42,4	687,11	0,5
OD	mg/L	517,0		0,5	0,03
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	150	10	120	10
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	90	10	70	10
DQO total	mg/L	1.312	----	1.144	----
DQO disuelta	mg/L	1.312	----	1.109	----
TOC	mg/L	533	6,92	319	3,27
TC	mg/L	1.281	5,4	791	1,57
IC	mg/L	748	1,52	472	1,7
N-NH ₄	mg/L	555	----	465	----
NT disuelto	mg/L	636	0,96	511	0,8
ST	mg/L	5.554	0,01	5.618	0,01
SS	mg/L	9	0,01	17	0,01
SV	mg/L	1.712	0,01	1.466	0,01
SSV	mg/L	6	0,01	10	0,01
As	µg/L	154,7	----	137,2	----
Cd	mg/L	0,048	0,006	0,019	0,003
Cr	mg/L	<0,096	0,012	0,188	0,009
Ni	mg/L	0,116	0,013	0,088	0,006
Hg	µg/L	<1,656	0,219	<1,099	0,186
Pb	mg/L	0,191	0,057	1,700	0,110
Cu	mg/L	0,018	0,004	0,026	0,009
Zn	mg/L	0,265	0,013	0,084	0,019
Ca	mg/L	27,5	0,061	136,5	0,016
Na	mg/L	716,9	----	727,4	----

Tabla Anexo I-8. Resultados de análisis del lixiviado en 2009 (IV) y 2010 (I)

Fecha de muestreo		21-12-2009		24-02-2010	
PARÁMETRO	Unidad	Medida	Incertidumbre	Medida	Incertidumbre
pH		8,3	0,02	7,4	0,02
Potencial redox	mV	----	----	14	10
Conductividad	mS/cm	10,4	0,52	8,1	0,41
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.822	50	3.038	50
Sulfatos	mg/L	1038,19	0,73	598,8	0,5
OD	mg/L	----	----	1,2	0,06
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	70	10	140	10
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	50	10	100	10
DQO total	mg/L	1.398	----	1.127	----
DQO disuelta	mg/L	1.116	----	942	----
TOC	mg/L	317	3,48	347	3,7
TC	mg/L	773	1,73	801	1,96
IC	mg/L	456	1,75	454	1,74
N-NH ₄	mg/L	512		402	----
NT disuelto	mg/L	512	0,91	446	0,79
ST	mg/L	5.226	0,01	4.820	0,01
SS	mg/L	6	0,01	15	0,01
SV	mg/L	1.332	0,01	1.422	0,01
SSV	mg/L	6	0,01	13	0,01
As	µg/L	114,4	----	65,0	----
Cd	mg/L	0,014	0,003	0,019	0,005
Cr	mg/L	0,224	0,009	0,005	0,024
Ni	mg/L	0,078	0,006	0,071	0,012
Hg	µg/L	<1,099	0,183	<0,72	0,033
Pb	mg/L	1,834	0,134	0,812	0,024
Cu	mg/L	0,019	0,009	0,008	0,024
Zn	mg/L	0,182	0,022	0,096	0,136
Ca	mg/L	50,5	0,013	165,2	0,191
Na	mg/L	707,4	----	540,6	----

Tabla Anexo I-9. Resultados de análisis del lixiviado en 2010 (II)

Fecha de muestreo		18-05-2010		13-07-2010	
PARÁMETRO	Unidad	Medida	Incertidumbre	Medida	Incertidumbre
pH		7,5	0,02	7,5	0,02
Potencial redox	mV	301	10	392	10
Conductividad	mS/cm	8,3	0,41	8,8	0,44
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	2.940	50	3.528	50
Sulfatos	mg/L	778,6	27,8	480,6	83,6
OD	mg/L	0,5	0,03	1,4	0,07
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	150	10	240	10
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	80	10	120	10
DQO total	mg/L	1.222	----	1.812	----
DQO disuelta	mg/L	1.137	----	1.661	----
TOC	mg/L	290	0,62	376	0,52
TC	mg/L	729	0,36	934	0,25
IC	mg/L	439	0,26	558	0,27
N-NH ₄	mg/L	420	----	510	----
NT disuelto	mg/L	452	0,4	540	0,22
ST	mg/L	5.118	0,01	5.134	0,01
SS	mg/L	6	0,01	13	0,01
SV	mg/L	1.494	0,01	1.702	0,01
SSV	mg/L	5	0,01	8	0,01
As	µg/L	47,8	----	55,7	----
Cd	mg/L	0,009	0,001	0,006	0,003
Cr	mg/L	0,018	0,018	0,101	0,081
Ni	mg/L	0,059	0,01	0,063	0,006
Hg	µg/L	0,22	0,035	<1,72	0,094
Pb	mg/L	0,112	0,023	0,043	0,013
Cu	mg/L	0,028	0,024	0,010	0,000
Zn	mg/L	0,109	0,036	0,021	0,008
Ca	mg/L	140,5	0,024	110,8	0,030
Na	mg/L	659,3	----	581,1	----

Tabla Anexo I-10. Resultados de análisis del lixiviado en 2011

Fecha de muestreo		31-05-2011		29-11-2011	
PARÁMETRO	Unidad	Medida	Incertidumbre	Medida	Incertidumbre
pH		7,7	0,02	8,3	0,02
Potencial redox	mV	351	10	381	10
Conductividad	mS/cm	11,0	0,55	10,8	0,54
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	3.920	50	4.600	50
Sulfatos	mg/L	797	2,3	440	2,3
OD	mg/L	1,8	0,09	2,4	0,12
DBO ₅ bruta	mg O ₂ /L	250	10	150	10
DBO ₅ soluble	mg O ₂ /L	120	10	100	10
DQO total	mg/L	1.931	----	2.241	----
DQO disuelta	mg/L	1.866	----	1.905	----
TOC	mg/L	572	2,43	536	2,89
TC	mg/L	587	1,07	540	1,29
IC	mg/L	15	1,37	4	1,60
N-NH ₄	mg/L	765	----	785	----
NT disuelto	mg/L	844	0,95	874	1,00
ST	mg/L	5.776	0,01	5.640	0,01
SS	mg/L	11	0,01	19	0,01
SV	mg/L	1.938	0,01	1.854	0,01
SSV	mg/L	6	0,01	12	0,01
As	µg/L	59,2	----	4,9	----
Cd	mg/L	0,054	0,006	<0,005	0,001
Cr	mg/L	0,207	0,004	0,436	0,048
Ni	mg/L	0,106	0,016	0,092	0,015
Hg	µg/L	<3,389	0,609	<2,253	0,194
Pb	mg/L	0,089	0,005	0,134	0,014
Cu	mg/L	<0,049	0,009	<0,033	0,003
Zn	mg/L	0,067	0,003	0,292	0,007
Ca	mg/L	79,4	0,010	57,2	0,011
Na	mg/L	834,2	----	792,0	----

Anexo II

RESULTADOS DE LOS MUESTREOS DE BIOGÁS

Tabla Anexo II-1. Resultados de análisis de biogás en 2007

Punto	FECHA	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	SH ₂ (ppm)	CO (ppm)
13-2	11-09-2007	3,7	0,0	17,5	165	2
	17-12-2007	26,0	9,2	12,8	28	0
14-2	11-09-2007	31,5	29,5	1,8	264	2
	18-12-2007	1,3	0,0	19,9	1	0
15-1	17-12-2007	1,3	2,8	13,4	1	22
16-1	17-12-2007	6,2	22,6	0,4	631	----

---- Fuera de rango

Tabla Anexo II-2. Resultados de análisis de CH₄, CO₂ y O₂ en 2008 y 2009

Punto	FECHA	CH ₄		CO ₂		O ₂	
		Media (%)	Desviación estándar	Media (%)	Desviación estándar	Media (%)	Desviación estándar
13-2	29-01-2008	40,2	0,8	21,7	19,8	7,6	4,5
	09-04-2008	48,3	0,2	51,2	0,2	0,1	0,1
	03-07-2008	12,4	1,5	11,2	1,8	15,1	0,7
	30-10-2008	25,5	1,3	24,7	1,6	10,1	0,7
	13-01-2009	23,7	1,2	23,2	1,7	11,6	0,7
	01-04-2009	13,3	2,1	15,1	2,4	14,7	0,8
	22-07-2009	4,7	2,9	4,4	2,8	18,2	1,3
	27-10-2009	0,3	0,0	0,2	0,1	20,5	0,1
14-2	29-01-2008	33,9	0,0	46,0	0,0,	2,8	0,0,
	09-04-2008	45,1	0,3	52,7	0,8	0,1	0,1
	03-07-2008	13,4	0,6	15,1	0,6	13,6	0,1
	30-10-2008	11,4	0,8	10,9	0,9	15,8	0,4
	13-01-2009	4,8	2,1	4,9	1,7	19,1	0,9
	01-04-2009	17,6	0,2	17,8	0,2	13,6	0,1
	21-07-2009	0,5	0,3	0,3	0,2	19,9	0,1
	27-10-2009	0,4	0,1	0,2	0,1	20,3	0,1
13-3	22-07-2009	34,9	0,4	32,5	0,2	5,4	0,0
	27-10-2009	44,5	0,6	42,0	0,2	0,9	0,1
14-3	22-07-2009	41,1	2,1	36,7	1,4	2,2	0,8
	27-10-2009	36,2	0,5	39,6	0,4	1,6	0,4
15-1	30-01-2008	1,2	0,3	0,8	0,7	12,0	3,4
	11-04-2008	16,0	0,3	28,4	1,1	0,0	0,1
	03-07-2008	3,4	2,1	6,8	1,8	11,2	0,5
	30-10-2008	22,0	0,2	32,5	0,5	0,4	0,4
	12-01-2009	0,0	0,0	0,0	0,0	21,1	0,1
	02-04-2009	0,0	0,0	0,1	0,0	20,2	0,1
	21-07-2009	0,0	0,0	0,0	0,0	20,2	0,1
16-1	30-01-2008	13,4	0,1	23,1	0,5	2,3	0,2
	09-04-2008	20,1	0,2	43,2	0,3	0,2	0,1
	03-07-2008	2,8	0,0	3,7	0,0	16,9	0,0
	30-10-2008	10,1	1,1	10,6	1,2	15,3	0,4
	12-01-2009	37,4	0,2	45,4	0,3	1,0	0,1
	02-04-2009	46,0	0,6	44,6	0,4	0,9	0,1
	21-07-2009	48,5	0,5	42,3	0,2	1,2	0,1
	27-10-2009	49,9	0,1	41,8	0,1	1,0	0,1

Tabla Anexo II-3. Resultados de análisis de SH₂ y CO en 2008 y 2009

Punto	FECHA	SH ₂		CO	
		Media (ppm)	Desviación estándar	Media (ppm)	Desviación estándar
13-2	29-01-2008	45	5,7	1	0,0
	09-04-2008	50	9,9	63	15,5
	03-07-2008	8	1,8	5	0,5
	30-10-2008	25	1,4	38	4,9
	13-01-2009	17	2,2	29	3,1
	01-04-2009	7	1,7	8	1,9
	22-07-2009	8	3,0	13	1,9
	27-10-2009	5	2,5	12	1,0
14-2	29-01-2008	42		0	
	09-04-2008	79	9,8	104	16,7
	03-07-2008	16	2,4	7	0,5
	30-10-2008	12	1,4	35	0,8
	13-01-2009	5	2,2	19	4,1
	01-04-2009	12	1,3	66	2,2
	21-07-2009	4	1,0	68	17,0
	27-10-2009	6	2,4	10	1,8
13-3	22-07-2009	54	9,9	13	2,6
	27-10-2009	30	1,0	13	2,3
14-3	22-07-2009	91	9,9	3	1,0
	27-10-2009	47	2,6	16	2,1
15-1	30-01-2008	195	99,0	1	0,8
	11-04-2008	-----		-----	
	03-07-2008	69	19,4	-----	
	30-10-2008	465	130,5	-----	
	12-01-2009	1	1,7	25	9,5
	02-04-2009	0	0,0	0	0,0
	21-07-2009	2	1,3	0	0,0
16-1	30-01-2008	27	4,9	0	0,0
	09-04-2008	----		----	
	03-07-2008	27		106	
	30-10-2008	-----		-----	
	12-01-2009	-----		-----	
	02-04-2009	-----		-----	
	21-07-2009	-----		-----	
	27-10-2009	151	181,3	-----	0,0

----- Fuera de rango

Tabla Anexo II-4. Resultados de análisis de CH₄, CO₂ y O₂ en 2010 y 2011

Punto	FECHA	CH ₄		CO ₂		O ₂	
		Media (%)	Desviación estándar	Media (%)	Desviación estándar	Media (%)	Desviación estándar
13-2	23-02-2010	0,3	0,1	0,3	0,2	19,9	0,0
	17-05-2010	0,3	0,3	0,2	0,2	20,0	0,2
	12-07-2010	0,4	0,0	0,2	0,1	19,8	0,4
	30-05-2011	0,0	0,0	0,0	0,0	20,1	0,1
	29-11-2011	0,6	0,1	0,4	0,1	20,3	0,1
14-2	23-02-2010	0,3	0,1	0,4	0,1	19,7	0,1
	17-05-2010	0,3	0,1	0,2	0,1	20,0	0,1
	12-07-2010	0,4	0,2	0,1	0,1	20,3	0,0
	30-05-2011	0,4	0,3	0,4	0,3	20,0	0,1
	29-11-2011	0,5	0,2	0,3	0,2	20,4	0,1
13-3	23-02-2010	25,8	0,4	26,3	0,2	7,8	0,2
	18-05-2010	40,1	0,6	36,1	0,6	4,2	0,2
	12-07-2010	40,3	0,2	34,8	0,3	4,8	0,1
	31-05-2011	41,5	0,6	37,5	0,2	1,4	0,2
	29-11-2011	25,5	1,2	18,7	1,6	7,5	2,1
14-3	23-02-2010	45,8	2,2	45,2	1,8	1,1	0,6
	18-05-2010	37,3	2,3	38,2	2,7	3,9	1,1
	12-07-2010	41,3	0,9	38,9	0,8	3,5	0,5
	31-05-2011	21,0	0,8	33,2	0,1	0,6	0,1
	29-11-2011	0,2	0,0	0,1	0,0	20,4	0,0
16-1	23-02-2010	24,1	1,0	32,0	1,4	1,5	1,0
	17-05-2010	49,8	0,3	41,9	0,3	0,9	0,1
	13-07-2010	49,9	0,3	42,7	0,4	1,2	0,1
	30-05-2011	44,9	0,8	39,3	0,7	1,5	0,4
	28-11-2011	21,0	0,1	27,8	0,2	0,0	0,0

Tabla Anexo II-5. Resultados de análisis de SH₂ y CO en 2010 y 2011

Punto	FECHA	SH ₂		CO	
		Media (ppm)	Desviación estándar	Media (ppm)	Desviación estándar
13-2	23-02-2010	5	2,4	3	0,6
	17-05-2010	2	2,2	30	3,9
	12-07-2010	10	1,4	16	9,0
	30-05-2011	5	1,3	27	2,5
	29-11-2011	1	1,0	3	0,8
14-2	23-02-2010	4	3,1	7	2,4
	17-05-2010	2	1,5	25	3,3
	12-07-2010	9	2,6	19	2,4
	30-05-2011	8	4,0	79	29,9
	29-11-2011	0	0,5	4	1,0
13-3	23-02-2010	11	1,5	9	3,0
	18-05-2010	16	1,3	----	
	12-07-2010	30	6,6	41	4,4
	31-05-2011	41,5	10	1,5	14
	29-11-2011	25,5	17	4,7	0
14-3	23-02-2010	14	3,6	-----	
	18-05-2010	11	1,0	160	8,1
	12-07-2010	23	1,7	206	7,8
	31-05-2011	10	1,4	19	1,7
	29-11-2011	1	1,0	0	0,5
16-1	23-02-2010	58	47,7	----	
	17-05-2010	-----		-----	
	13-07-2010	-----		-----	
	30-05-2011	-----		-----	
	28-11-2011	10	1,9	-----	

----- Fuera de rango

Anexo III

RESULTADOS DE LAS LECTURAS DE TEMPERATURA

Tabla Anexo III-1. Resultados de temperatura en 2007

VASO 1		
FECHA	PT 13-2	PT 14-2
20-06-2007	29,10	30,14
25-06-2007	48,33	51,45
02-07-2007	50,15	57,94
09-07-2007	51,19	56,90
16-07-2007	51,71	55,34
23-07-2007	52,23	53,52
30-07-2007	51,71	55,34
06-08-2007	52,49	56,64
13-08-2007	52,75	57,42
20-08-2007	52,75	57,94
27-08-2007	53,78	58,20
03-09-2007	52,75	57,68
11-09-2007	53,01	57,94
17-09-2007	53,01	57,94
24-09-2007	52,75	58,72
01-10-2007	52,23	59,24
08-10-2007	52,75	59,24
15-10-2007	51,97	60,02
22-10-2007	52,23	59,50
29-10-2007	51,71	59,50
05-11-2007	51,97	59,50
14-11-2007	51,97	59,76
19-11-2007	51,19	59,50
27-11-2007	51,97	59,76
03-12-2007	51,71	58,98
10-12-2007	51,71	59,50
18-12-2007	51,19	59,50
21-12-2007	51,45	59,24

Tabla Anexo III-2. Resultados de temperatura en 2008 (I)

FECHA	VASO 1		VASO 2	
	PT 13-2	PT 14-2	PT 15-1	PT 16-1
02-01-2008	51,2	59,2		
07-01-2008	50,7	59,0		
14-01-2008	50,4	59,0		
22-01-2008	49,9	58,2		
29-01-2008	50,1	58,2		
04-02-2008	49,9	57,4		
11-02-2008	49,1	57,4		
19-02-2008	49,1	57,2		
25-02-2008	49,4	56,9		
03-03-2008	48,3	56,4	25,5	25,5
10-03-2008	48,1	56,4	25,2	25,5
17-03-2008	48,1	55,9	25,1	25,5
25-03-2008	47,8	55,6	25,0	25,4
31-03-2008	47,5	55,9	25,0	25,4
11-04-2008	46,8	55,1	25,2	25,4
14-04-2008	46,2	54,6	25,1	25,5
21-04-2008	46,5	54,8	25,2	25,5
28-04-2008	45,7	54,8	25,1	25,5
05-05-2008	46,2	53,8	25,1	25,7
13-05-2008	45,5	53,5	25,3	25,6
19-05-2008	45,5	53,8	25,4	25,8
26-05-2008	45,0	53,0	25,5	25,9
04-06-2008	45,2	52,7	25,6	26,0
11-06-2008	44,4	52,7	25,8	26,1
17-06-2008	44,4	52,7	25,9	26,2
23-06-2008	43,9	52,0	26,0	26,3

Tabla Anexo III-3. Resultados de temperatura en 2008 (II)

FECHA	VASO 1		VASO 2	
	PT 13-2	PT 14-2	PT 15-1	PT 16-1
03-07-2008	43,9	52,7	26,3	26,4
08-07-2008	44,2	52,5	26,4	26,5
14-07-2008	43,7	52,0	26,5	26,5
21-07-2008	43,9	50,9	26,6	26,7
28-07-2008	44,2	51,7	27,1	26,7
04-08-2008	43,7	50,9	27,0	26,9
12-08-2008	42,9	51,2	27,1	27,0
18-08-2008	43,4	50,9	27,3	27,0
27-08-2008	43,1	50,9	27,4	27,1
02-09-2008	43,9	50,7	27,6	27,3
08-09-2008	43,4	50,4	27,6	27,3
15-09-2008	43,1	50,4	27,7	27,5
22-09-2008	43,1	49,9	27,8	27,6
29-09-2008	43,1	50,2	27,6	28,0
06-10-2008	42,9	49,9	27,7	28,1
15-10-2008	42,9	49,9	28,3	27,8
20-10-2008	42,9	49,9	28,4	28,0
30-10-2008	42,9	49,6	28,4	28,1
05-11-2008	43,1	49,6	28,7	28,1
12-11-2008	42,9	49,4	28,9	28,3
17-11-2008	42,6	49,1	29,1	28,3
26-11-2008	42,6	49,6	29,4	28,4
02-12-2008	44,7	49,6	29,4	28,5
09-12-2008	42,1	49,4	28,6	28,5
16-12-2008	41,8	48,3	28,5	29,4
22-12-2008	43,0	49,6	29,6	28,9
29-12-2008	43,1	49,6	29,6	29,2

Tabla Anexo III-4. Resultados de temperatura en 2009

FECHA	VASO 1				VASO 2	
	PT 13-2	PT 14-2	PT 13-3	PT 14-3	PT 15-1	PT 16-1
07-07-2009	42,9	49,1	53,3	57,4	29,0	29,5
15-07-2009	43,7	49,9	54,6	56,6	28,9	29,7
20-07-2009	43,4	49,6	55,9	56,9	28,9	29,5
28-07-2009	43,9	49,9	55,9	57,9	28,8	29,5
03-08-2009	43,7	48,9	56,9	58,5	29,0	29,6
12-08-2009	43,4	49,4	56,6	58,5	29,0	29,5
20-08-2009	43,7	49,4	55,9	57,9	29,2	29,6
24-08-2009	42,6	49,4	55,1	57,9	29,3	29,4
31-08-2009	43,4	48,6	54,8	57,7	28,5	29,7
07-09-2009	43,7	49,1	54,8	57,9	29,2	30,0
16-09-2009	42,6	49,1	53,5	56,9	29,5	29,6
23-09-2009	42,4	49,4	51,2	53,8	29,6	29,8
28-09-2009	48,9	47,8	50,7	50,9	29,5	29,9
08-10-2009	43,9	48,1	45,0	46,0	29,3	30,1
13-10-2009	43,7	49,1	46,3	47,0	29,2	30,0
19-10-2009	43,4	48,6	45,0	49,1	29,3	29,3
27-10-2009	43,1	49,1	44,7	46,8	29,5	30,1
04-11-2009	43,4	48,3	42,6	47,0	29,4	30,3
11-11-2009	42,6	48,1	40,8	46,8	29,3	30,0
17-11-2009	43,7	48,9	38,7	45,0	30,0	30,3
26-11-2009	42,4	48,6	36,9	44,7	29,9	30,5
01-12-2009	43,1	48,1	35,6	45,0	30,0	30,5
10-12-2009	43,4	48,3	33,8	42,6	29,6	30,6
18-12-2009	41,8	46,5	29,9	39,0	29,9	30,1
21-12-2009	31,2	36,1	17,4	25,5	30,3	31,1
30-12-2009	42,6	23,9	5,2	12,0	30,4	31,1

Tabla Anexo III-5. Resultados de temperatura en 2010 (I)

FECHA	VASO 1				VASO 2	
	PT 13-2	PT 14-2	PT 13-3	PT 14-3	PT 15-1	PT 16-1
07-01-2010	33,5	40,0	17,9	23,9	30,6	31,2
12-01-2010	39,2	45,5	22,1	25,5	30,7	31,1
18-01-2010	42,6	48,1	24,2	28,1	30,8	31,3
27-01-2010	46,0	50,4	23,1	30,9	30,9	31,6
01-02-2010	46,3	49,4	26,0	28,8	31,0	31,6
08-02-2010	45,2	50,7	24,9	28,3	30,5	31,7
15-02-2010	44,4	50,4	24,2	27,8	30,9	31,7
23-02-2010	45,0	50,9	23,1	25,7	31,1	31,5
02-03-2010	44,7	50,9	23,1	26,2	31,3	31,6
08-03-2010	44,7	50,7	26,6	27,3	31,3	31,7
15-03-2010	45,0	50,7			31,2	32,0
22-03-2010	44,7	51,7			31,4	32,1
30-03-2010	44,7	51,2			31,7	32,3
07-04-2010	45,0	50,9			31,8	32,1
14-04-2010	44,7	50,7	Instrumentación retirada para realizar labores de minería		31,7	32,3
21-04-2010	44,7	50,7			31,6	32,4
29-04-2010	44,7	50,7			32,0	32,4
04-05-2010	43,4	50,7			32,1	32,4
10-05-2010	44,2	50,7			32,4	32,6
17-05-2010	44,7	50,7		32,5	32,8	
28-05-2010	44,4	51,2	28,6	28,3	32,5	32,9
31-05-2010	45,0	50,4	29,4	29,4	31,1	32,8
10-06-2010	44,2	50,7	31,2	27,8	32,5	33,0
14-06-2010	44,4	50,7	31,4	28,3	32,5	33,0
21-06-2010	44,2	50,9	32,0	29,6	32,6	33,0
28-06-2010	44,4	50,7	32,2	30,9	32,6	33,0

Tabla Anexo III-6. Resultados de temperatura en 2010 (II)

FECHA	VASO 1				VASO 2	
	PT 13-2	PT 14-2	PT 13-3	PT 14-3	PT 15-1	PT 16-1
08-07-2010	44,2	51,2	33,3	32,5	32,7	33,0
12-07-2010	44,4	50,9	33,5	33,5	32,8	33,1
23-07-2010	44,2	50,9	34,3	32,7	32,7	33,1
27-07-2010	44,2	49,4	34,3	35,9	32,9	33,2
04-08-2010	44,4	49,9	34,3	35,6	32,8	32,2
09-08-2010	44,2	50,9	34,0	37,9	33,0	33,1
16-08-2010	44,2	50,7	36,6	39,5	33,0	33,3
23-08-2010	43,9	50,7	36,4	40,0	33,0	33,3
30-08-2010	44,2	50,9	36,4	42,1	32,9	33,3
07-09-2010	44,2	50,7	36,4	35,1	33,0	33,3
13-09-2010	43,9	50,7	35,9	35,3	33,1	33,3
20-09-2010	43,9	50,7	36,1	35,1	33,2	33,1
30-09-2010	43,7	50,4	34,8	31,2	33,1	33,3
05-10-2010	43,7	50,4	34,6	31,7	33,1	33,4
11-10-2010	43,7	50,4	34,8	31,2	33,2	33,4
20-10-2010	43,4	50,4	34,3	26,5	33,4	33,4
25-10-2010	43,9	50,7	32,5	26,8	33,5	33,0
10-11-2010	43,9	50,4	32,2	28,3	33,4	33,1
18-11-2010	43,7	50,4	28,6	24,7	33,6	33,7
22-11-2010	42,6	50,7	29,1	24,4		33,7
29-11-2010	43,4	50,2	27,8	23,4	33,6	33,7
07-12-2010	43,4	50,7	26,5	18,7	33,8	33,7
13-12-2010	43,4	50,4	26,2	19,0	33,8	33,7
20-12-2010	43,4	50,4	24,7	17,2	33,9	33,6
28-12-2010	43,4	50,7	24,4	19,8	34,0	33,9

Tabla Anexo III-7. Resultados de temperatura en 2011 (I)

FECHA	VASO 1				VASO 2	
	PT 13-2	PT 14-2	PT 13-3	PT 14-3	PT 15-1	PT 16-1
04-01-2011	43,4	50,4	24,4	18,7	33,9	33,9
11-01-2011	43,1	50,4	23,1	21,1	33,9	34,0
18-01-2011	43,4	50,4	24,2	19,2	33,5	34,0
26-01-2011	43,1	50,7	23,1	21,3	34,0	31,3
02-02-2011	42,9	50,4	23,1	18,5	34,1	33,9
08-02-2011	43,1	50,4	23,4	19,2	34,2	34,1
14-02-2011	42,9	50,4	22,9	22,9	33,5	34,2
25-02-2011	43,1	50,4	22,9	22,1	34,5	34,3
03-03-2011	42,6	49,9			34,5	33,9
10-03-2011	42,9	50,2	24,7	17,9	34,5	34,2
16-03-2011	42,9	50,4	23,1	14,8	33,8	34,3
24-03-2011	42,6	50,7	26,0	19,8	34,7	34,2
30-03-2011	42,6	50,2	25,2	19,5	34,8	34,3
04-04-2011	42,6	50,2	23,9	21,1	34,7	34,3
11-04-2011	42,9	50,2	26,0	27,5	34,7	34,2
18-04-2011	41,3	50,4	25,7	23,4	34,8	34,3
25-04-2011	41,3	50,7	25,7	24,9	34,8	34,3
04-05-2011	42,4	49,9	27,0	25,2	34,8	34,1
11-05-2011	42,4	50,4	27,0	27,3	34,8	34,1
18-05-2011	42,4	50,2	28,1	28,6	35,0	34,3
23-05-2011	42,1	49,6	28,6	29,9	35,0	34,2
31-05-2011	43,4	49,9	28,8	29,9	35,0	34,2
06-06-2011	42,4	50,2	29,9	30,4	34,9	34,2
14-06-2011	42,1	49,9	29,6	28,6	35,0	34,2
20-06-2011	42,9	49,9	28,6	28,3	35,0	34,2
27-06-2011	42,6	49,6	32,0	30,9	35,0	34,1

Tabla Anexo III-8. Resultados de temperatura en 2011 (II)

VASO 1		VASO 2		VASO 1		VASO 2	
FECHA	PT 13-2	PT 14-2	FECHA	PT 13-2	PT 14-2	FECHA	
05-07-2011	43,9	50,2	32,0	31,7	35,1	34,1	
12-07-2011	42,1	49,9	33,0	33,5	35,1	34,1	
18-07-2011	42,1	49,9	33,8	35,9	35,1	34,0	
27-07-2011	42,1	49,9	34,3	36,4	35,1	34,0	
03-08-2011	41,8	49,9	34,3	36,6	35,1	34,0	
11-08-2011	42,1	49,9	34,6	34,8	35,2	33,9	
16-08-2011	42,1	49,9	34,6	35,6	35,2	34,0	
22-08-2011	42,1	49,9	34,8	37,9	35,2	33,8	
29-08-2011	42,1	50,2	35,1	35,6	35,2	33,9	
05-09-2011	42,6	49,6	36,1	38,2	35,0	34,0	
14-09-2011	41,8	49,6	35,3	35,9	35,4	33,9	
20-09-2011	41,8	49,9	35,6	36,6	35,3	33,9	
26-09-2011	41,6	49,6	35,3	36,1	35,3	33,9	
04-10-2011	41,6	49,6	34,3	34,8	35,1	33,9	
13-10-2011	41,6	49,6	34,8	35,3	35,3	33,9	
25-10-2011	41,3	49,6	32,0	32,2	35,4	33,8	
31-10-2011	41,6	49,6	31,2	32,2	35,4	33,8	
08-11-2011	41,3	49,4	30,9	22,1	35,4	33,8	
14-11-2011	41,3	49,6	29,6	19,2	35,4	33,8	
22-11-2011	41,3	49,4	29,4	23,9	35,5	33,3	
29-11-2011	41,3	49,6	28,8	25,7	35,5	33,6	
05-12-2011	41,3	49,4	29,1	24,7	35,5	33,2	
12-12-2011	41,3	49,4	27,0	22,9	35,6	35,5	
19-12-2011	41,1	49,4	27,5	22,6	35,7	35,2	
29-12-2011	41,1	49,4			35,6	33,9	

Anexo IV

**RESULTADOS DE LAS
LECTURAS
PIEZOMÉTRICAS**

Tabla Anexo IV-1. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2006

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
15-6-2006	0	0	36,3	36,30
26-9-2006	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
3-10-2006	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
18-10-2006	-0,2	-0,1	<36,3	<36,3
25-10-2006	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
3-11-2006	0	-0,1	36,3	<36,3
8-11-2006	0,1	0	36,4	36,30
5-12-2006	0	-0,1	36,3	<36,3
19-12-2006	0	0	36,3	36,30

Tabla Anexo IV-2. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2007

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
18-01-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
06-2-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
14-02-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
19-02-2007	0	-0,1	36,3	<36,3
02-03-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
07-03-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
13-03-2007	0,1	-0,1	36,4	<36,3
22-03-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
02-04-2007	-0,2	-0,1	<36,3	<36,3
19-04-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
25-04-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
03-05-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
04-05-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
16-05-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
23-05-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
01-06-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
06-06-2007	-0,2	-0,1	<36,3	<36,3
02-07-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
09-07-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
16-07-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
23-07-2007	-0,2	-0,2	<36,3	<36,3
30-07-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
06-08-2007	-0,2	-0,1	<36,3	<36,3
13-08-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
20-08-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
27-08-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
03-09-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
11-09-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
17-09-2007	-0,2	-0,1	<36,3	<36,3
24-09-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
01-10-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
08-10-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
15-10-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
22-10-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
29-10-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
05-11-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
14-11-2007	-0,2	-0,2	<36,3	<36,3
19-11-2007	-0,2	-0,2	<36,3	<36,3
27-11-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3
03-12-2007	-0,1	-0,2	<36,3	<36,3
10-12-2007	0	-0,1	36,3	<36,3
21-12-2007	-0,1	-0,1	<36,3	<36,3

Tabla Anexo IV-3. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2008

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
02-01-2008	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
07-01-2008	-0,06	0	<36,3	36,3
03-03-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
10-03-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
17-03-2008	-0,18	-0,12	<36,3	<36,3
25-03-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
31-03-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
11-04-2008	-0,30	-0,25	<36,3	<36,3
14-04-2008	-0,12	-0,06	<36,3	<36,3
21-04-2008	-0,24	-0,25	<36,3	<36,3
28-04-2008	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
05-05-2008	-0,06	-0,12	<36,3	<36,3
13-05-2008	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
19-05-2008	-0,24	-0,25	<36,3	<36,3
26-05-2008	-0,18	-0,25	<36,3	<36,3
04-06-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
11-06-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
17-06-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
23-06-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
03-07-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
08-07-2008	-0,06	-0,12	<36,3	<36,3
14-07-2008	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
21-07-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
28-07-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
04-08-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
12-08-2008	-0,24	-0,25	<36,3	<36,3
18-08-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
27-08-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
02-09-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
08-09-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
15-09-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
22-09-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
29-09-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
06-10-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
15-10-2008	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
20-10-2008	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
30-10-2008	-0,18	-0,25	<36,3	<36,3
05-11-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
12-11-2008	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
17-11-2008	0,00	0,00	36,3	36,3
26-11-2008	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
02-12-2008	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
09-12-2008	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
16-12-2008	-0,24	-0,25	<36,3	<36,3
22-12-2008	0,00	0,00	36,3	36,3
29-12-2008	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3

Tabla Anexo IV-4. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2008

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
03-03-2008		0,18		50,18
10-03-2008	-0,17	0,07	<50	50,07
17-03-2008	-0,14	0,17	<50	50,17
25-03-2008	-0,17	-0,04	<50	<50
31-03-2008	-0,10	0,04	<50	50,04
11-04-2008	-0,26	-0,06	<50	<50
14-04-2008	-0,07	0,03	<50	50,03
21-04-2008	-0,23	-0,02	<50	<50
28-04-2008	-0,15	0,11	<50	50,11
05-05-2008	-0,11	0,01	<50	50,01
13-05-2008	-0,10	-0,02	<50	<50
19-05-2008	-0,24	-0,12	<50	<50
26-05-2008	-0,22	-0,10	<50	<50
04-06-2008	-0,14	-0,05	<50	<50
11-06-2008	-0,11	-0,01	<50	<50
17-06-2008	-0,18	-0,06	<50	<50
23-06-2008	-0,14	-0,02	<50	<50
03-07-2008	-0,22	-0,07	<50	<50
08-07-2008	-0,13	0,00	<50	<50
14-07-2008	-0,12	0,01	<50	50,01
21-07-2008	-0,15	0,01	<50	50,01
28-07-2008	-0,19	-0,02	<50	<50
04-08-2008	-0,17	0,11	<50	50,11
12-08-2008	-0,28	0,03	<50	50,03
18-08-2008	-0,18	0,01	<50	50,01
27-08-2008	-0,17	0,03	<50	50,03
02-09-2008	-0,18	0,15	<50	50,15
08-09-2008	-0,18	0,07	<50	50,07
15-09-2008	-0,20	0,16	<50	50,16
22-09-2008	-0,25	0,08	<50	50,08
29-09-2008	-0,14	0,20	<50	50,20
06-10-2008	-0,14	0,21	<50	50,21
15-10-2008	-0,07	0,15	<50	50,15
20-10-2008	-0,12	0,16	<50	50,16
30-10-2008	-0,20	-0,05	<50	<50
05-11-2008	-0,14	-0,05	<50	<50
12-11-2008	-0,13	-0,02	<50	<50
17-11-2008	-0,02	0,06	<50	50,06
26-11-2008	0,30	0,03	50,30	50,03
02-12-2008	-0,07	-0,04	<50	<50
09-12-2008	-0,11	-0,04	<50	<50
16-12-2008	0,06	0,06	50,06	50,06
22-12-2008	0,21	0,32	50,21	50,32
29-12-2008	0,09	0,10	50,09	50,10

Tabla Anexo IV-5. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2009 (I)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
05-01-2009	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
16-01-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
19-01-2009	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
26-01-2009	-0,24	-0,25	<36,3	<36,3
03-02-2009	-0,30	-0,31	<36,3	<36,3
12-02-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
16-02-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
23-02-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
02-03-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
09-03-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
16-03-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
23-03-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
03-04-2009	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
14-04-2009	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
21-04-2009	-0,06	-0,12	<36,3	<36,3
27-04-2009	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
06-05-2009	-0,18	-0,19	<36,3	<36,3
13-05-2009	0,41	-0,19	36,7	<36,3
18-05-2009	-0,12	-0,12	<36,3	<36,3
28-05-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
03-06-2009	-0,06	-0,06	<36,3	<36,3
09-06-2009	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
15-06-2009	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
23-06-2009	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
29-06-2009	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3

Tabla Anexo IV-6. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2009 (II)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
07-07-2009	-0,12	-0,19	<36,3	<36,3
15-07-2009	0,00	-0,12	36,30	<36,3
20-07-2009	0,06	-0,06	36,36	<36,3
28-07-2009	0,18	-0,12	36,48	<36,3
03-08-2009	0,24	-0,12	36,54	<36,3
12-08-2009	0,35	-0,12	36,65	<36,3
20-08-2009	0,41	-0,12	36,71	<36,3
24-08-2009	0,35	-0,19	36,65	<36,3
31-08-2009	0,47	-0,12	36,77	<36,3
07-09-2009	0,47	-0,06	36,77	<36,3
16-09-2009	0,53	-0,19	36,83	<36,3
23-09-2009	0,53	-0,12	36,83	<36,3
28-09-2009	0,53	-0,12	36,83	<36,3
08-10-2009	0,59	-0,12	36,89	<36,3
13-10-2009	0,59	-0,12	36,89	<36,3
19-10-2009	0,59	-0,12	36,89	<36,3
27-10-2009	0,59	-0,12	36,89	<36,3
04-11-2009	0,59	-0,25	36,89	<36,3
11-11-2009	0,59	-0,19	36,89	<36,3
17-11-2009	0,59	-0,12	36,89	<36,3
26-11-2009	0,59	-0,06	36,89	<36,3
01-12-2009	0,59	-0,19	36,89	<36,3
10-12-2009	0,59	-0,06	36,89	<36,3
18-12-2009	0,53	-0,25	36,83	<36,3
21-12-2009	0,53	-0,25	36,83	<36,3
30-12-2009	0,59	-0,25	36,89	<36,3

Tabla Anexo IV-7. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2009 (I)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
05-01-2009	0,02	-0,04	50,02	<50
16-01-2009	0,09	0,21	50,09	50,21
19-01-2009	0,15	0,11	50,15	50,11
26-01-2009	-0,12	-0,11	<50	<50
03-02-2009	-0,22	-0,21	<50	<50
12-02-2009	-0,06	-0,01	<50	<50
16-02-2009	-0,02	0,03	<50	50,03
23-02-2009	-0,08	-0,02	<50	<50
02-03-2009	-0,11	-0,03	<50	<50
09-03-2009	-0,08	0,01	<50	50,01
16-03-2009	-0,07	-0,06	<50	<50
23-03-2009	-0,09	0,01	<50	50,01
03-04-2009	-0,14	-0,04	<50	<50
14-04-2009	-0,22	-0,07	<50	<50
21-04-2009	-0,13	-0,02	<50	<50
27-04-2009	-0,21	-0,07	<50	<50
06-05-2009	-0,19	-0,07	<50	<50
13-05-2009	-0,21	-0,04	<50	<50
18-05-2009	-0,15	-0,01	<50	<50
28-05-2009	-0,11	0,05	<50	50,05
03-06-2009	-0,14	0,06	<50	50,06
09-06-2009	-0,22	0,04	<50	50,04
15-06-2009	-0,21	0,06	<50	50,06
23-06-2009	-0,23	0,07	<50	50,07
29-06-2009	-0,23	0,06	<50	50,06

Tabla Anexo IV-8. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2009 (II)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
07-07-2009	-0,26	0,08	<50	50,08
15-07-2009	-0,22	0,09	<50	50,09
20-07-2009	-0,17	0,12	<50	50,12
28-07-2009	-0,21	0,12	<50	50,12
03-08-2009	-0,24	0,12	<50	50,12
12-08-2009	-0,22	0,14	<50	50,14
20-08-2009	-0,21	0,17	<50	50,17
24-08-2009	-0,29	0,08	<50	50,08
31-08-2009	-0,23	0,10	<50	50,10
07-09-2009	-0,21	0,13	<50	50,13
16-09-2009	-0,25	0,03	<50	50,03
23-09-2009	-0,11	0,08	<50	50,08
28-09-2009	-0,10	0,00	<50	<50
08-10-2009	-0,16	-0,08	<50	<50
13-10-2009	-0,13	-0,01	<50	<50
19-10-2009	-0,20	-0,44	<50	<50
27-10-2009	-0,18	-0,04	<50	<50
04-11-2009	-0,33	-0,08	<50	<50
11-11-2009	-0,15	-0,08	<50	<50
17-11-2009	-0,16	-0,38	<50	<50
26-11-2009	-0,15	-0,03	<50	<50
01-12-2009	-0,22	0,00	<50	50,00
10-12-2009	-0,09	0,00	<50	<50
18-12-2009	-0,23	-0,15	<50	<50
21-12-2009	-0,24	-0,19	<50	<50
30-12-2009	-0,22	-0,20	<50	<50

Tabla Anexo IV-9. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2010 (I)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
07-01-2010	0,59	-0,31	36,89	<36,3
12-01-2010	0,59	-0,12	36,89	<36,3
18-01-2010	0,59	-0,06	36,89	<36,3
27-01-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
01-02-2010	0,59	-0,12	36,89	<36,3
08-02-2010	0,65	-0,25	36,95	<36,3
15-02-2010	0,59	-0,25	36,89	<36,3
23-02-2010	0,59	-0,25	36,89	<36,3
02-03-2010	0,59	-0,06	36,89	<36,3
08-03-2010	0,59	-0,31	36,89	<36,3
15-03-2010	0,59	-0,06	36,89	<36,3
22-03-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
30-03-2010	0,65	-0,19	36,95	<36,3
07-04-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
14-04-2010	0,65	-0,19	36,95	<36,3
21-04-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
29-04-2010	0,65	-0,06	36,95	<36,3
04-05-2010	0,65	-0,25	36,95	<36,3
10-05-2010	0,59	-0,25	36,89	<36,3
17-05-2010	0,59	0,00	36,89	36,3
28-05-2010	0,65	-0,19	36,95	<36,3
31-05-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
10-06-2010	0,65	-0,25	36,95	<36,3
14-06-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
21-06-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
28-06-2010	0,65		36,95	

Tabla Anexo IV-10. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2010 (II)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
08-07-2010	0,65	-0,06	36,95	<36,3
12-07-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
23-07-2010	0,65	-0,06	36,95	<36,3
27-07-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
04-08-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
09-08-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
16-08-2010	0,65	-0,06	36,95	<36,3
23-08-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
30-08-2010	0,65	0,37	36,95	36,67
07-09-2010	0,65	0,37	36,95	36,67
13-09-2010	0,65	-0,06	36,95	<36,3
20-09-2010	0,65	0,37	36,95	36,67
30-09-2010	0,65	-0,12	36,95	<36,3
05-10-2010	0,59	-0,12	36,89	<36,3
11-10-2010	0,59	-0,31	36,89	<36,3
20-10-2010	1,00	-0,12	37,30	<36,3
25-10-2010	0,59	-0,19	36,89	<36,3
10-11-2010	0,59	-0,19	36,89	<36,3
18-11-2010	0,59	-0,19	36,89	<36,3
22-11-2010	0,59	-0,25	36,89	<36,3
29-11-2010	0,59	-0,25	36,89	<36,3
07-12-2010	0,59	-0,25	36,89	<36,3
13-12-2010	0,59	-0,12	36,89	<36,3
20-12-2010	0,59	-0,19	36,89	<36,3
28-12-2010	0,59	-0,06	36,89	<36,3

Tabla Anexo IV-11. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2010 (I)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
07-01-2010	-0,35	-0,29	<50	<50
12-01-2010	-0,16	-0,12	<50	<50
18-01-2010	-0,06	-0,03	<50	<50
27-01-2010	-0,13	-0,08	<50	<50
01-02-2010	-0,15	-0,09	<50	<50
08-02-2010	-0,26	-0,21	<50	<50
15-02-2010	-0,28	-0,24	<50	<50
23-02-2010	-0,26	-0,22	<50	<50
02-03-2010	-0,11	-0,06	<50	<50
08-03-2010	-0,31	-0,26	<50	<50
15-03-2010	-0,06	-0,02	<50	<50
22-03-2010	-0,14	-0,07	<50	<50
30-03-2010	-0,26	-0,20	<50	<50
07-04-2010	-0,15	-0,20	<50	<50
14-04-2010	-0,23	-0,16	<50	<50
21-04-2010	-0,20	-0,11	<50	<50
29-04-2010	-0,15	-0,06	<50	<50
04-05-2010	-0,23	-0,23	<50	<50
10-05-2010	-0,19	0,16	<50	50,16
17-05-2010	-0,03	0,26	<50	50,26
28-05-2010	-0,16	0,00	<50	<50
31-05-2010	-0,13	0,17	<50	50,17
10-06-2010	-0,23	-0,08	<50	<50
14-06-2010	-0,18	-0,04	<50	<50
21-06-2010	-0,15	-0,01	<50	<50
28-06-2010	-0,14	0,04	<50	50,04

Tabla Anexo IV-12. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2010 (II)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
08-07-2010	-0,13	0,09	<50	50,09
12-07-2010	-0,16	0,07	<50	50,07
23-07-2010	-0,13	0,09	<50	50,09
27-07-2010	-0,09	0,00	<50	<50
04-08-2010	-0,20	-0,01	<50	<50
09-08-2010	-0,13	0,01	<50	50,01
16-08-2010	-0,16	0,03	<50	50,03
23-08-2010	-0,23	0,00	<50	50,00
30-08-2010	-0,21	0,02	<50	50,02
07-09-2010	-0,32	-0,10	<50	<50
13-09-2010	-0,15	0,01	<50	50,01
20-09-2010	-0,21	0,01	<50	50,01
30-09-2010	-0,20	-0,04	<50	<50
05-10-2010	-0,25	-0,05	<50	<50
11-10-2010	-0,19	-0,18	<50	<50
20-10-2010	-0,16	-0,06	<50	<50
25-10-2010	-0,22	-0,06	<50	<50
10-11-2010	-0,19	-0,07	<50	<50
18-11-2010	-0,23	-0,01	<50	<50
22-11-2010	-0,33	-0,11	<50	<50
29-11-2010	-0,30	-0,16	<50	<50
07-12-2010	-0,30	-0,24	<50	<50
13-12-2010	-0,23	-0,08	<50	<50
20-12-2010	-0,27	-0,18	<50	<50
28-12-2010	-0,17	-0,10	<50	<50

Tabla Anexo IV-13. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2011 (I)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
04-01-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
11-01-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
18-01-2011	0,65	0,00	36,95	36,3
26-01-2011	0,59	-0,19	36,89	<36,3
02-02-2011	0,59	-0,06	36,89	<36,3
08-02-2011	0,65	-0,06	36,95	<36,3
14-02-2011	0,65	-0,25	36,95	<36,3
25-02-2011	1,00	-0,06	37,30	<36,3
03-03-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
10-03-2011	0,65	-0,06	36,95	<36,3
16-03-2011	0,59	-0,31	36,89	<36,3
24-03-2011	0,59	0,00	36,89	36,3
30-03-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
04-04-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
11-04-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
18-04-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
25-04-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
04-05-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
11-05-2011	0,59	-0,06	36,89	<36,3
18-05-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
23-05-2011	0,59	-0,06	36,89	<36,3
31-05-2011	0,59	-0,19	36,89	<36,3
06-06-2011	0,59	-0,25	36,89	<36,3
14-06-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
20-06-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
27-06-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3

Tabla Anexo IV-14. Resultados piezómetros del Vaso 1 en 2011 (II)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 13-1	PZ 14-1	PZ 13-1	PZ 14-1
05-07-2011	0,59	-0,12	36,89	<36,3
12-07-2011	0,59	-0,19	36,89	<36,3
18-07-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
27-07-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
03-08-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
11-08-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
16-08-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
22-08-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
29-08-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
05-09-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
14-09-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
20-09-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
26-09-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
04-10-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
13-10-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
25-10-2011	0,53	-0,31	36,83	<36,3
31-10-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
08-11-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
14-11-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
22-11-2011	0,53	-0,31	36,83	<36,3
29-11-2011	0,53	-0,19	36,83	<36,3
05-12-2011	0,53	-0,12	36,83	<36,3
12-12-2011	0,47	-0,12	36,77	<36,3
19-12-2011	0,47	-0,06	36,77	<36,3
29-12-2011	0,53	-0,06	36,83	<36,3

Tabla Anexo IV-15. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2011 (I)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
04-01-2011	-0,21	-0,17	<50	<50
11-01-2011	-0,20	-0,04	<50	<50
18-01-2011	-0,13	0,11	<50	50,11
26-01-2011	-0,30	-0,07	<50	<50
02-02-2011	-0,17	-0,03	<50	<50
08-02-2011	-0,14	0,02	<50	50,02
14-02-2011	-0,33	-0,14	<50	<50
25-02-2011	-0,14	-0,06	<50	<50
03-03-2011	-0,19	-0,06	<50	<50
10-03-2011	-0,14	-0,03	<50	<50
16-03-2011	-0,37	-0,22	<50	<50
24-03-2011	-0,10	-0,01	<50	<50
30-03-2011	-0,19	-0,02	<50	<50
04-04-2011	-0,21	-0,02	<50	<50
11-04-2011	-0,21	-0,02	<50	<50
18-04-2011	-0,21	-0,04	<50	<50
25-04-2011	-0,21	-0,04	<50	<50
04-05-2011	-0,27	-0,14	<50	<50
11-05-2011	-0,18	-0,09	<50	<50
18-05-2011	-0,26	-0,10	<50	<50
23-05-2011	-0,22	-0,09	<50	<50
31-05-2011	-0,29	-0,12	<50	<50
06-06-2011	-0,36	-0,16	<50	<50
14-06-2011	-0,27	-0,11	<50	<50
20-06-2011	-0,25	-0,09	<50	<50
27-06-2011	-0,27	-0,07	<50	<50

Tabla Anexo IV-16. Resultados piezómetros del Vaso 2 en 2011 (II)

FECHA	Elevación sobre piezómetro (m)		Cota del nivel de agua (m)	
	PZ 15-1	PZ 16-1	PZ 15-1	PZ 16-1
05-07-2011	-0,30	-0,09	<50	<50
12-07-2011	-0,35	-0,12	<50	<50
18-07-2011	-0,34	-0,15	<50	<50
27-07-2011	-0,34	-0,13	<50	<50
03-08-2011	-0,33	-0,10	<50	<50
11-08-2011	-0,28	-0,09	<50	<50
16-08-2011	-0,31	-0,10	<50	<50
22-08-2011	-0,32	-0,10	<50	<50
29-08-2011	-0,32	-0,15	<50	<50
05-09-2011	-0,29	-0,13	<50	<50
14-09-2011	-0,33	-0,12	<50	<50
20-09-2011	-0,28	-0,08	<50	<50
26-09-2011	-0,27	-0,06	<50	<50
04-10-2011	-0,26	-0,01	<50	<50
13-10-2011	-0,27	-0,06	<50	<50
25-10-2011	-0,44	-0,27	<50	<50
31-10-2011	-0,30	-0,22	<50	<50
08-11-2011	-0,26	-0,23	<50	<50
14-11-2011	-0,21	-0,18	<50	<50
22-11-2011	-0,33	-0,32	<50	<50
29-11-2011	-0,13	-0,14	<50	<50
05-12-2011	-0,18	-0,21	<50	<50
12-12-2011	-0,15	-0,19	<50	<50
19-12-2011	-0,14	-0,16	<50	<50
29-12-2011	-0,18	-0,13	<50	<50

