

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

**CARACTERÍSTICAS DETALLADAS Y POTENCIAL
CONTAMINANTE EN VERTEDERO DEL RECHAZO DE
TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO DE RESIDUOS
MUNICIPALES: EL CASO ESPAÑOL**

**DETAILED CHARACTERISTICS AND LANDFILL POLLUTION
POTENTIAL OF REJECTS FROM MECHANICAL-BIOLOGICAL
TREATMENT OF MUNICIPAL WASTE: THE SPANISH CASE**

ANCELLA MOLLEDA RIAÑO

Directora

AMAYA LOBO GARCÍA DE CORTÁZAR

Santander, Abril 2017

“Nunca he creído que por ser mujer deba merecer tratos especiales. De creerlo estaría reconociendo que soy inferior a los hombres, y yo no soy inferior a ninguno de ellos”.

Maria Salomea Skłodowska-Curien (Marie Curie), 1867-1934

Agradecimientos

A mi directora de tesis, Amaya Lobo, no sólo por su ayuda, sus consejos y su supervisión en todo momento, sino también por ser un ejemplo para mí, tanto por sus competencias como por su capacidad de trabajo. Gracias también por haberme enseñado tanto a Ana López, la codirectora no oficial de este trabajo.

A Nick Woodman y Anne Stringfellow por su acogida en la Universidad de Southampton y darme la oportunidad de desarrollar parte de mi investigación dentro de un grupo tan prestigioso como el suyo.

A todos los que participaron del proyecto HD_VERTERE, parte importante de este trabajo: Miguel Cuartas, Xabier Moreno, Lorena Esteban, María Fernanda Román y Saúl Mato, no sólo por su aporte científico, también por compartir mojaduras durante la construcción de la celda. Así como a los maestros Iñaki Tejero y Marcel Szanto y al resto de mis compañeros del Grupo de Ingeniería Ambiental, en especial a los que crecimos en la “sala de becarios”: Juan Munizaga, Rubén Díez, Patricia Pérez, María Castrillo, Marta González y Leticia Rodríguez.

A los responsables de la gestión de residuos del Área Metropolitana de Barcelona y a los “chicos” del vertedero, Javi, Conrado y Emilio por facilitarme en todo momento el trabajo. Gracias también a las empresas TIR Cantabria y MARE, principalmente a Sergio Cedrún.

A los que están ahí pase lo que pase, los que se cuentan con los dedos de las manos, a Ana, Sole, Tania, Eva, Lucía, Oscar, Kike, Carlos y David. Y como no, a Luis, el ingeniero oficial de este trabajo, sin su apoyo y ayuda no habría llegado hasta aquí. A todos mis sevillanos del equipo de Volumi pero en especial a Clara y Blas. Gracias a Rober, imprescindible en el último empujón, por ser la voz de mi conciencia desde que le conocí, por creer tanto en mí y llenar el camino de alicientes.

Por último a mi familia, a la cual adoro, desde esos abuelos todo terreno que tengo y tuve, pasando por mi madrina, tíos, primos, los enanos de la familia, Julito, mis chuchos, hasta llegar a los esenciales, los que han aportado los pilares sobre los que he construido lo ahora mismo soy: mi padre Paco, mi madre Carmen y mi hermana Alía.

Ancella Molleda Riaño

Santander, 28 de Abril de 2017

Resumen

En los últimos años los vertederos de residuos urbanos se han convertido en depósitos de rechazos del tratamiento de residuos, como consecuencia de un incremento del aprovechamiento de los recursos y de los límites de los contaminantes vertidos, promovido por la normativa Europea. El tratamiento más utilizado para conseguir minimizar el vertido de material y con ello el impacto ambiental de los vertederos, es el mecánico-biológico (TMB). El TMB incluye una serie de etapas de separación de materiales reciclables combinadas en ocasiones con un tratamiento térmico del residuo con alto poder calorífico, así como una etapa biológica de estabilización de la materia orgánica. Cuando el material tratado es el residuo urbano mezclado (con o sin separación en origen de la fracción orgánica) el resultado de la etapa biológica es lo que la Ley de Residuos denomina en España residuos bioestabilizado (la mayor fracción de residuo TMB en el resto de Europa).

La normativa Europea no establece una estrategia conjunta sobre la gestión de este residuo TMB, por eso cada país decide qué hacer con él. Así, mientras en el norte de Europa este residuo TMB suele ser vertido o incinerado, en España, una normativa menos estricta y una mayor necesidad de materia orgánica en el suelo, permiten su utilización en suelo, sobre todo en agricultura. El material que es depositado en vertedero en este caso, es el rechazo del afino del bioestabilizado (rechazo TMB o residuo “tipo español”).

Las características de los vertederos en Europa hoy en día, variarán respecto a las de los convencionales al recibir, en cualquier caso, un material distinto (el bioestabilizado al completo o su rechazo). Entre otros, cambiará su potencial contaminante (generación de lixiviado y biogás), y su comportamiento hidráulico y geotécnico, y con ello, sus criterios de diseño.

Es por ello que el objetivo de este trabajo, incluido en el **capítulo 1**, es evaluar el potencial contaminante en vertedero, del rechazo del afino procedente del tratamiento mecánico-biológico de los residuos sólidos urbanos (residuo “tipo español”), mediante una caracterización física en detalle del residuo, la evaluación del transporte de contaminantes a través de la masa de este material y el análisis de los procesos de degradación a través de las emisiones a las que dan lugar en el lixiviado y el biogás.

El estudio se basa en una serie de ensayos convencionales y en columnas piloto en laboratorio, así como en el seguimiento e instrumentación en campo de una celda experimental representativa de estas nuevas instalaciones. Aprovechando los resultados obtenidos en cada caso se ha analizado el alcance y utilidad de los

distintos tipos de ensayo para estimar el comportamiento del residuo en vertedero.

El **Capítulo 2** recoge algunas de las técnicas utilizadas hoy en día en las dos etapas (mecánico y biológica) del tratamiento. A continuación se desarrolla una discusión de los resultados de diferentes autores europeos, que establece que el TMB produce una disminución del tamaño de los residuos y un aumento de su homogeneidad y densidad en vertedero. Además la duración de las primeras fases de degradación del residuo se reduce tras el vertido, adelantándose la etapa de generación de metano. La mayor estabilidad del residuo tras el TMB, provoca reducciones respecto a los vertederos convencionales que dependen del tipo y de la duración del tratamiento: por un lado de la producción total de gas (superiores al 90 %), y por otro de la contaminación orgánica (DQO, DBO₅ y COT) de los lixiviados producidos. Todo esto lleva consigo además, una disminución de los asentamientos. Sin embargo, los datos no son concluyentes en otras cuestiones como la composición del gas o la lixiviación del nitrógeno amoniacal, necesiándose más trabajos al respecto.

En el **Capítulo 3** se presentan las técnicas experimentales y los materiales comunes a los tres tipos de ensayos, en concreto: los métodos aplicados para la caracterización física del residuo, el tipo de ensayo de lixiviación utilizado durante el estudio en todo aquel caso en el que fue necesario, así como los procedimientos seguidos para evaluar los distintos parámetros en líquidos.

Para obtener una primera aproximación de su potencial contaminante, así como alternativas para su aprovechamiento, en el **Capítulo 4** se analizaron en laboratorio muestras del rechazo generado en dos plantas de TMB. En ambas plantas se bioestabiliza aeróbicamente el material y se utiliza en aplicaciones al suelo. Además incluyen un tratamiento térmico complementario para la fracción con alto poder calorífico. Pero se diferencian en el tipo de residuo que reciben: a) fracción “resto” con recogida separada en origen de la fracción orgánica (planta en Cataluña), b) residuo mezclado en un esquema de recogida sin selección de orgánicos (planta en Cantabria). El rechazo estudiado fue por un lado el del afino del residuo bioestabilizado y por otro el de las escorias de la planta de valorización energética.

Para determinar el posible aprovechamiento de todo o parte del rechazo se evaluó el reparto porcentual de los distintos materiales (papel y cartón, cascara y semillas, madera, textil, plástico rígido, plástico flexible, goma, vidrio, cerámica y piedras, metal y huesos) y su distribución granulométrica, distinguiendo principalmente fracciones menores que 4 mm (en el caso de las escorias también

menores que 2 mm), mayores que 20 mm e intermedias, y se determinó el poder calorífico de cada una de las muestras.

A partir de estos ensayos se comprobó que, al igual que ocurre con el residuo TMB en otros países de Europa, los rechazos del afino incluyen materiales de tamaño bastante homogéneo (el 50 % se encuentra entre 4 y 20 mm) y reducido respecto al residuo sin tratar. Además, tras una separación densimétrica de este rechazo, se podría obtener combustible derivado del residuo, al alcanzar un poder calorífico por encima de 3000 kcal kg⁻¹. Unida a esta separación, se podría disponer en las plantas con porcentajes altos de vidrio (como la de Cantabria) un sistema de recuperación de este material. Combinando ambos aprovechamientos se reduciría hasta en un 80 % el residuo en los vertederos de este tipo.

Los resultados de carga orgánica del ensayo de lixiviación (DQO entre 35-37 mg g⁻¹, DBO₅ entre 2-15mg g⁻¹, COT entre 10-27 mg g⁻¹ para COT) y los de potencial bioquímico de metano, en torno a 30 L kg⁻¹, pusieron de manifiesto que, el rechazo de “tipo español” tiene un potencial contaminante menor que el de los residuos sin tratar, pero mayor que el exigido para el vertido de los residuos TMB en otros países europeos, a pesar de no incluir parte de la fracción orgánica de estos materiales bioestabilizados. Para ajustarlo a estas normativas más estrictas sería necesario aumentar el tratamiento de estabilización. Por otro lado, el contenido en metales es reducido, no suponiendo el mayor riesgo en este tipo de material.

Por su parte las escorias, aportan al lixiviado un pH básico y una menor carga orgánica, así como algunos contaminantes extra que pueden limitar otras posibles aplicaciones del material: en el caso del vertedero cántabro una mayor concentración de cobre y amonio.

En el **capítulo 5**, se estudia el comportamiento de los rechazos TMB en distintos ensayos de lavado de contaminantes en columna siguiendo la normativa CEN/TS 14405 para conocer cómo se liberan los contaminantes (carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), Fe, Ca, Na, Mg, Cr, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni) en el lixiviado a largo plazo y extraer información complementaria sobre la variabilidad y el efecto de escala de los test, así como sobre las diferencias con el ensayo de lixiviación y con los resultados sobre otros tipos de residuos. También se llevaron a cabo ensayos de trazadores para analizar las condiciones de flujo del líquido en cada columna.

Para ello se diseñaron ensayos en columnas de laboratorio de distintas dimensiones: columnas “pequeñas”, de 8 cm de diámetro y 20 cm de altura, y columnas “intermedias”, de 22 cm de diámetro y 80 cm de altura. Para las columnas pequeñas fue necesario acondicionar el residuo, reduciendo el tamaño de partícula mediante tamizado (eliminando las partículas de mayor tamaño) o

recortando las piezas mayores hasta reducirlas por debajo del tamaño máximo fijado (8 mm), mientras que en la mediana se ensayó el material entero.

En las columnas pequeñas los test por duplicado mostraron una variabilidad tanto de concentración como de carga para una cierta relación líquido/sólido (L/S) en algunos metales, debido a la heterogeneidad del material. Con lo que, es fundamental ajustarse a la norma correspondiente en cuanto a muestreo y preparación de la muestras o bien realizar los ensayos por duplicado para evitar que la variabilidad conduzca a resultados poco representativos.

Por su parte el tamaño de residuo determinó la superficie de contacto con el agua y con ello su disponibilidad para lixiviar, y por tanto la concentración inicial de contaminantes observada y su evolución, excepto en el caso de Cd y Fe. Igualmente estos dos metales, cadmio y hierro, son los únicos contaminantes inorgánicos medidos que no muestran una relación lineal con el COT en columnas que contienen distinto material. Para el resto se encuentran relaciones en las que $R^2 > 0.8$ e incluso 0.9 para Cr, Na, Mg y Zn, que indica que estas sustancias forman complejos orgánicos como han observado otros autores.

El efecto de la escala también está presente en los ensayos de trazadores. Cuando más pequeñas son las partículas, mayor es la distribución del agua a través del residuo, por lo tanto la mezcla dentro de la columna y con ello la disponibilidad de los contaminantes.

Los ensayos en columnas muestran un descenso de la concentración de contaminantes con el paso del agua, lo que conlleva una reducción de la carga contaminante disponible por efecto del lavado. Los resultados muestran que, para cumplir los límites de lixiviación para residuos inertes en el ensayo de percolación, el rechazo estudiado debería aplicarse un lavado con hasta 4 L por kg de sólido (que para una producción de residuos como la de Meruelo supone la contaminación de 500 m³ diarios de agua o esperar 60 años a que la infiltración lave la masa en vertedero).

Además estos ensayos en columna no guardan una relación directa con el ensayo de lixiviación del capítulo 4 debido a que intervienen externos factores ligados al tiempo de contacto del agua con el residuo y al movimiento del líquido, que limitan la disponibilidad para lixiviar de algunos contaminantes en el ensayo de lixiviación. En el estudio, estos ensayos aproximan los valores de la carga orgánica disponible para lixiviar en condiciones de no degradación, pero no así la de los componentes inorgánicos medidos.

Por último, la comparación de los resultados del rechazo con los de un residuo urbano degradado en vertedero durante diez años, así como con otros autores,

muestran de nuevo evidencias de que el grado de estabilización del rechazo del residuo TMB es limitado.

Debido a las diferencias observadas en laboratorio unidas a las diferencias de escala y a que no es posible reproducir las condiciones en las que se encuentran los residuos en vertedero, se produce la necesidad de realizar medidas en campo. Así, con el objetivo de caracterizar los procesos de degradación en los vertederos de rechazos TMB y contrastar los resultados de laboratorio, en el **capítulo 6** se llevó a cabo la construcción e instrumentación de una celda piloto en vertedero. La celda, de 30 x 30 m² y 4 m de altura, situada en la nueva fase de explotación del vertedero de Meruelo en Cantabria, albergaba únicamente rechazos de TMB “tipo español” e incluía tres niveles de instrumentación a distintas profundidades, con cuatro puntos de medida en cada uno, en los que se colocaron: 4 piezómetros en el fondo, 4 PT-100 en cada uno de los otros dos niveles y 1 tomamuestras de gas-líquido en cada punto. Esta instrumentación se completaba con caudalímetros de lixiviado y esorrentía, así como con cuatro placas de asentamiento. Periódicamente se tomaron datos de estos equipos y se realizaron análisis de la composición del gas de la celda (a través de los tomamuestras) y de la calidad del lixiviado (tanto de la celda como de todo el vertedero).

Las medidas *in situ*, tras 18 meses de seguimiento, confirmaron que el rechazo se vierte sin completar su estabilización y conteniendo aún una cantidad significativa de contaminantes disponibles para lixiviar que, sin embargo, en la mayoría de los casos, se liberan rápidamente (1/3 en 6 meses) modificando con ello las características del lixiviado. Así, los contaminantes orgánicos (DQO, DBO₅ y COT) pronto alcanzaron valores similares a los que obtienen otros autores para residuos TMB inicialmente más estabilizados. Pero otros, como el NH₄-N se mantuvieron elevados en todo el período, en el rango observado para residuos sin tratar.

A través de la comparación de los resultados de la celda y el ensayo en columnas se pone de manifiesto que estos últimos no reflejan el consumo de materia orgánica que se produce durante la biodegradación del residuo, lo que provoca diferencias en la lixiviabilidad de algunos parámetros: por ejemplo en campo se consume parte de la materia orgánica y aumentan los niveles de amonio. Sin embargo, los ensayos en laboratorio son útiles para obtener una primera aproximación de la disponibilidad a corto plazo de los contaminantes, permitiendo además esclarecer la razón de algunos resultados anómalos en campo como el aumento del pH y la baja lixiviación del calcio en el estudio.

Con respecto al gas, tras el vertido se observó una rápida transición a la fase metanogénica, favorecida por temperaturas iniciales superiores a 40 °C, en la que predomina el metano frente a dióxido de carbono con relaciones entre estos dos gases de 60/40. Es decir, cuando en vertederos tradicionales aún se está

produciendo CO₂ en los de rechazos ya se tiene CH₄, por lo que será importante cubrir cuanto antes el residuo.

Derivadas de las conclusiones presentadas en cada ensayo, en el **capítulo 7** se recogen algunas recomendaciones para minimizar el potencial contaminante de los vertederos TMB.

Previo a su depósito, se recomienda establecer una serie de etapas en el afino del TMB, que permitan recuperar algunos materiales como el vidrio y separar la fracción con un mayor poder calorífico para su aprovechamiento en tratamiento térmico. Además, la intensificación del tratamiento biológico de estabilización reduciría la contaminación que este material provoca.

De no ser así, se debe diseñar y operar el vertedero ajustándose a las emisiones contaminantes que el rechazo TMB produce:

- Dimensionar los sistemas de recogida de lixiviado teniendo en cuenta la existencia de precipitados.
- Establecer un tratamiento del lixiviado que incluya al principio una etapa biológica para eliminación de contaminación orgánica y otra prolongada en el tiempo de tratamiento de compuestos nitrogenados.
- Utilizar cobertura intermedia que minimice la emisión de gases a la atmósfera. Además, como la generación de gas es menor que en los residuos sin tratar, si el vertido se produce junto con escorias, esta cobertura podría llegar a ser una biocobertura que oxidase el metano y evitase tener que utilizar otros tratamientos.

SUMMARY

In the last years, urban waste landfills have become disposal sites of rejects from the waste treatment, as a result of an increased resource utilization and new limits for the pollutants landfilled, promoted by European regulations. The mechanical-biological treatment (MBT) is the most used treatment to minimize material disposal and to reduce the environmental impact of landfills. The MBT include several separation stages of recyclable materials, sometimes combined with a thermal treatment of the fraction with high calorific value, as well as a biological stage of stabilization of organic matter. When the treated material is the mixed urban waste (with or without separated collection of the organic fraction) the result of the biological stage is called biostabilized waste in Spain (the main fraction of MBT waste in the rest of Europe).

The European regulations don't establish a common strategy for the management of the MBT waste, so each country has established different rules. Thus, while in northern Europe this MBT residue is usually landfilled or incinerated, in Spain, less stringent regulations and a greater need of organic matter in ground, its use in soil, especially in agriculture, is allowed. The material that is deposited in the landfill in this case, is the rejects of the refining of the biostabilized waste (MBT rejects or "Spanish type" waste).

Nowadays, the characteristics of landfills in Europe will change from those of conventional landfills, because they receive a different material (full MBT waste or only MBT reject). This will change its polluting potential (leachate and biogas generation), and its hydraulic and geotechnical behaviour, and as consequence, its design criteria.

So, the main objective of this work, presented in **Chapter 1**, is to evaluate the pollutant potential in landfill of the rejected material from the refining stage in the mechanical-biological treatment of urban solid waste ("Spanish type" waste). A physical characterization in detail of the waste, an evaluation of the transport of pollutants through the mass of this material and the analysis of the processes of degradation through the emissions of leachate and biogas have been developed.

The study is based on a series of conventional tests and column tests in the laboratory, as well as the monitoring and instrumentation in the field of an experimental cell representative of these new facilities. With the results obtained in each case, the scope and usefulness of the different types of tests to estimate the behaviour of the waste in landfill have also been analysed.

Chapter 2 presents some of the techniques used today in the two stages (mechanical and biological) of the waste treatment. Next, a discussion of the results of different European authors is developed, which establishes that the MBT produces a decrease of the waste size and an increase of its homogeneity and density in landfill. In addition the duration of the first phases of waste degradation after the disposal is reduced. As consequence, the stage of methane generation starts before. The greater stability of the MBT residue change its behaviour with regard to the conventional landfills, depending on the type and the duration of the treatment: the total gas production decreases over 90 % and the organic contamination (COD, BOD₅ and TOC) reduces its presence in the leachate produced. All this also leads to a decrease in settlements. However, the data are not conclusive on other issues such as the composition of the gas or the leaching of ammonium nitrogen. Further research is needed in these areas.

Chapter 3 presents experimental techniques and materials common to the three types of tests used in the study. In particular: the methods applied for the physical characterization of the waste, the type of leaching test used during the study and the procedures followed to evaluate the different parameters in liquids.

In order to obtain a first approximation of its pollutant potential, as well as alternatives for its use, in **Chapter 4**, samples of the rejects generated in two MBT plants were analysed in the laboratory. In both plants, the material is aerobically biostabilized and used in soil applications. In addition, a complementary thermal treatment for the fraction with high calorific value is used. But they differ in the type of waste that they receive: a) "rest" fraction with separate collection of the organic fraction (plant in Catalonia), b) mixed residue in a collection scheme without organic selection (plant in Cantabria). The residues studied was, on the one hand, the refining rejects of the biostabilized waste and on the other, the bottom ash from the energy recovery plant.

The percentage distribution of the various materials (paper and cardboard, shells and seeds, wood, textile, rigid plastic, flexible plastic, rubber, glass, ceramic and stones, metal and bones) was evaluated in order to determine the possible use of each fraction. Moreover, its granular distribution was obtained distinguishing mainly fractions smaller than 4 mm (in the case of bottom ash also smaller than 2 mm), greater than 20 mm and intermediate, and the calorific power of each sample was determined.

As the MBT waste in other European countries, the rejected waste includes materials with a fairly homogeneous size (50% is between 4 and 20 mm), values lower than those that waste without treatment presents. In addition, after a densimetric separation, the material reaches a calorific value above 3000 kcal kg⁻¹

¹ so, residue derived fuel from the residue could be obtained. A system for the recovery of glass could be installed in plants with high percentages of this material (like that of Cantabria). Combining both uses would reduce up to 80% the waste lead to this kind of landfills.

The organic load results from the leach test (COD between 35 - 37 mg g⁻¹, BDO₅ between 2 - 15 mg g⁻¹, TOC between 10 - 27 mg g⁻¹) and the biochemical methane potential measures (over 30 L kg⁻¹), reveal that the "Spanish type" rejection has a lower contaminant potential than untreated waste but higher, than that required for discharge of MBT waste in other European countries, even though part of the organic fraction is not included in this material. To adjust to these stricter regulations it would be necessary to increase the stabilization treatment. On the contrary, the content in metals is reduced, not representing the greater risk in this type of material.

On the other hand, the bottom ash leachate has a basic pH and a lower organic load, as well as some extra contaminants that can limit other possible applications of the material: in the case of the Cantabrian landfill a greater concentration of copper and ammonium nitrogen.

In **Chapter 5**, the behaviour of MBT rejections in different pollutant washing tests in columns following the standard CEN / TS 14405 was studied. The objective was to observe how the contaminants (total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), Fe, Ca, Na, Mg, Cr, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni) are released in the long-term leachate and to extract additional information on the variability and scale effect of the test. Moreover, the differences with the leaching test and the results on other types of residues were investigated. Tracer tests were also carried out to analyse the flow conditions of the liquid in each column.

For this purpose, column tests with different dimensions were designed: "small" columns, 8 cm in diameter and 20 cm in height, and "intermediate" columns, 22 cm in diameter and 80 cm in height. For the small columns, it was necessary to reduce the particle size by sieving (eliminating the larger particles) or by cutting the major pieces to reduce them below the fixed maximum size (8 mm). In the intermediate column the entire material was tested.

The duplicate tests in the small columns showed a variability of the concentration and load for a certain liquid / solid ratio (L/S) in some metals, due to the heterogeneity of the material. This shows that, it is essential to comply with the corresponding standard in terms of sampling and preparation of the samples or to perform the tests in duplicate to avoid that the variability leads to poor results.

The size of the material determined the surface of contact with water and the availability of the pollutant to leach. Therefore, the initial concentration of

pollutants and its evolution changed except in the case of Cd and Fe. Likewise these two metals (Cd and Fe) are the only inorganic pollutants measured that don't show a linear relationship with TOC in columns containing different material. For the rest, $R^2 > 0.8$ and even 0.9 for Cr, Na, Mg and Zn are found, indicating that these substances form organic complexes, as other authors observed.

The effect of the scale is also present in tracer tests. The smaller the particles, the greater the distribution of water through the waste and therefore the mixture within the column and the pollutant availability.

Column tests show a decrease in the concentration of pollutants with the passage of water, which leads to a reduction of the pollutant load available by washing. Thus, in order to comply with all the leaching limits for inert waste in the percolation test, 4 L of water should be applied per kg of waste. This means that, for a waste generation rate similar to Meruelo's, 500 m³ would be needed daily to wash the waste; other option would be to wait 60 years until infiltration washes the mass in landfill.

In addition, these column tests are not directly related to the Chapter 4 leaching test. There are external factors, linked to the contact time of water with the waste and the movement of the liquid, which limit the availability of some contaminants in the leaching test. In the study, the tests approach the values of the organic load available for leaching under non-degradation conditions, but not that of the measured inorganic components.

Finally, the comparison of the MBT rejects results with those of a 10-year degraded landfill urban waste, as well as with other authors, show again evidence that the degree of stabilization of the MBT rejects is limited.

Because the differences observed in the laboratory coupled with the differences in scale and the landfilled waste conditions can't be reproduced in the laboratory, there is a need to perform measurements in the field. That is why, in **Chapter 6** the construction and instrumentation of a pilot cell in landfill was carried out in order to characterize the degradation processes in the landfills of rejects and to compare with the laboratory results. The cell is 30 x 30 m² and 4 m high and it is located in the new phase of exploitation of the Meruelo landfill in Cantabria. Only MBT rejects of "Spanish type" were disposed in this pilot cell. It included three levels of instrumentation at different depths with four points of measure in each one, in which the following instrument were placed: 4 piezometers in the bottom, 4 PT-100 in each of the other two levels and 1 gas-liquid sampler at each point. This instrumentation was completed with leachate and runoff flowmeters, as well as with four settlement plates. Periodic data were taken from these equipment

and analyses of the composition of the cell gas (through the samplers) and leachate quality (both cell and entire landfill) were performed.

After 18 months of monitoring, the in situ measurements showed that the available leachate load measured in previous chapters, causes significant initial concentrations (higher than those found in MBT waste) in the leachate. However, in many cases, the contaminants are rapidly released (1/3 in 6 months) thereby modifying the characteristics of the liquid. Thus, organic pollutants (COD, BOD₅ and TOC) soon reached values similar to those obtained by other authors for initial highly stabilized MBT material. But others, such as NH₄-N, maintained elevated concentrations, in the range observed for untreated residues.

By comparing the results of the cell and the test in columns it is evident that the last ones do not reflect the consumption of organic matter that occurs during the biodegradation of the waste, which causes differences in the leachability of some parameters: i.e., some of the organic matter is consumed and the levels of ammonium increase in the field. However, laboratory tests are useful to obtain a first approximation of the short-term availability of the pollutants, also allowing to clarify the reason for some anomalous results in the field such as the increase of the pH and the low Calcium leaching in the study.

With regard to the gas, a rapid transition to the methanogenic phase was observed after the discharge. After two months, methane predominates against carbon dioxide with relations between these two gases of 60/40. High initial temperatures above 40 °C contribute to it. That is to say, when traditional landfills are still producing CO₂, rejects are already generating CH₄, so it will be important to cover the waste as soon as possible.

Derived from the conclusions presented in each stage of the work, **chapter 7** contains some recommendations to minimize the potential contamination of MBT landfills.

Prior to its deposit, it is recommended to establish a series of stages in the refinement of the MBT, which allow to recover some materials, such as glass, and to separate the fraction with a greater calorific value for its use in thermal treatment. In addition, the intensification of the biological stabilization treatment would reduce the contamination that this material causes.

If this is not the case, the landfill must be designed and operated in accordance with the pollutant emissions that the MBT refuse produces:

- To size leachate collection systems taking into account the existence of precipitates.

- Establish a treatment of the leachate that initially includes a biological stage for the elimination of organic contamination, and a long stage in the treatment of nitrogenous compounds.
- Use intermediate cover that minimizes the emission of gases to the atmosphere. Furthermore, since the gas generation is smaller than in the untreated waste, if the disposal occurs along with bottom ash, this coverage could be a biocoverage that oxidizes the methane and avoid having to use other treatments.

Lista de publicaciones

Publicaciones en revistas internacionales:

López, A.; García, M.; Esteban-García, A.L.; Cuartas, M., Molleda, A. y Lobo A. (2017). "Emissions from mechanically-biologically treated waste landfills at field scale". *International Journal of Environmental Science and Technology*, en revisión.

Molleda, A; López, A y Lobo, A. (2017). "Availability and washing of MBT waste pollutants: scale effects". *Waste Management*, en preparación.

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*, octubre/diciembre 2015, pags. 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, pags. 95-98.

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

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).

Molleda, A.; Woodman, N.; Stringfellow, A. y Lobo, A. (2015). "Scale effect in the pollutants transport through the reject of a MBT plant". Actas del Congreso 6th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, Delft (Holanda), 14-17 Abril.

Molleda, A.; Woodman, N.; Stringfellow, A. y Lobo, A. (2015). "Comparison of percolation leaching tests on aged MSW and rejected waste from a MBT plant". Actas del Congreso *6th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Delft (Holanda), 14-17 Abril.

Stringfellow, A.; Teodoro, M.; Molleda, A.; Beaven, R.; Hudson, A.; Lobo, A. y Woodman, N. (2015). "Benchmarking intermediate-scale MSW flushing experiments against the CEN standard percolation method". Actas del Congreso *6th Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Delft (Holanda), 14-17 Abril.

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.

Molleda, A.; Woodman, N.; Stringfellow, A. y Lobo, A. (2014). "Efecto de la escala en el transporte de contaminantes y trazadores conservativos a través del rechazo de una planta de tratamiento mecánico biológico". Actas del *7º Encuentro de expertos en Residuos Sólidos*, Toluca (México), Octubre.

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-REDISA 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).

Molleda, A. y Lobo, A. "Effects of MBT on landfill emissions: a literature review. Actas del Congreso *4th Workshop on the Hydro-Physico-Mechanical Properties of Landfills*, Santander (España), 27-28 Abril.

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.

Molleda, A.; Román, M.F.; Cuartas, M.; Moreno-Ventas, X; Estaban-García, L y Lobo, A. (2014). "Hidrología y degradación en los nuevos depósitos de rechazos del pretratamiento de residuos". *Actas del IV Congreso sobre mejores tecnologías disponibles en vertederos, suelos contaminados y gestión de residuos*, Bilbao, Noviembre.

López, A.; Molleda, A. y Lobo, A. (2012). "Seguimiento integrado de vertederos clausurados: un ejemplo". *Actas del III Congreso sobre mejores tecnologías disponibles en vertederos, suelos contaminados y gestión de residuos*, Bilbao, 21-22 Noviembre.

Trabajos fin de grado o fin de master:

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.

Estancias de investigación:

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".

Reconocimientos:

Ayuda de la Universidad de Cantabria dentro del Programa de Personal Investigador en Formación Predoctoral, para estudios de doctorado en Ingeniería Ambiental en el Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente (2010-2014).

Ayuda a través del Programa de Personal Investigador en Formación Predoctoral para realizar una estancia de tres meses en la Universidad de Southampton, Inglaterra, Septiembre 2013.

Proyecto "Hidrología y Degradación en Vertederos de Rechazos (HD_VERTERE)" financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CTM2012-35055), y cofinanciado por el Fondo Europeo para el Desarrollo Regional, FEDER (2013-2015).

ÍNDICE

Listado de figuras	xxvii
Listado de tablas	xxxí
Listado de imágenes	xxxiii
1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1. INTRODUCCIÓN	3
1.2. OBJETIVOS	8
1.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	9
2. ANTECEDENTES	11
2.1. INTRODUCCIÓN	15
2.2. SISTEMAS TMB	15
2.3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL RESIDUO	18
2.3.1. Propiedades físicas	18
2.3.1.1. Tamaño del material	19
2.3.1.2. Clasificación en función de su forma	20
2.3.1.3. Densidad y volumen	20
2.3.2. Características químicas	22
2.3.2.1. Sólidos volátiles y carbono orgánico total	22
2.3.2.2. Contenido en metales	24
2.4. BIODEGRADACIÓN DEL RESIDUO	27
2.5. EMISIONES CONTAMINANTES	30
2.5.1. Emisiones líquidas	31
2.5.1.1. Contaminación del lixiviado	32
2.5.1.2. Generación de lixiviado	40
2.5.2. Emisiones gaseosas	40
2.5.2.1. Velocidad de producción de biogás	41
2.5.2.2. Composición del gas	42
2.6. ASENTAMIENTOS	43
2.7. CONCLUSIONES	45
2.8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
3. MATERIALES Y MÉTODOS	53
3.1. INTRODUCCIÓN	57
3.2. MÉTODOS DE ANÁLISIS EN SÓLIDOS	57

3.2.1. Secado del material - Humedad	57
3.2.2. Sólidos volátiles	58
3.2.3. Granulometría	58
3.2.4. Clasificación por componentes	59
3.2.5. Clasificación por forma	60
3.3. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN SOBRE RESIDUOS	60
3.4. MÉTODOS DE ANÁLISIS EN LÍQUIDOS	61
3.4.1. Conservación de las muestras	61
3.4.2. pH	62
3.4.3. Conductividad	62
3.4.4. Alcalinidad	63
3.4.5. Los compuestos de carbono	63
3.4.5.1. Demanda química de oxígeno	63
3.4.5.2. Demanda bioquímica de oxígeno	64
3.4.5.3. Carbono orgánico total	65
3.4.6. Los compuestos de nitrógeno	66
3.4.6.1. Nitratos	67
3.4.6.2. Nitritos	68
3.4.6.3. Nitrógeno amoniacal	68
3.4.6.4. Nitrógeno total	68
3.4.7. Los compuestos de fósforo	69
3.4.7.1. Fósforo total	69
3.4.7.2. Ortofosfatos	70
3.4.8. Iones cloruro, fluoruro y sulfatos	70
3.4.9. Sólidos	70
3.4.9.1. Sólidos totales, fijos y volátiles	70
3.4.9.2. Sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos	71
3.4.10. Contenido de metales pesados	71
3.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
4. CARACTERIZACIÓN DETALLADA DEL RECHAZO	79
4.1. INTRODUCCIÓN	81
4.2. OBJETIVOS	82
4.3. PLANTAS TMB ESTUDIADAS	83
4.4. METODOLOGÍA	87
4.4.1. Muestreo del residuo	87
4.4.2. Caracterización física de los residuos	88
4.4.3. Calorimetría	92
4.4.4. Biodegradabilidad del residuo	93
4.4.5. Ensayo de lixiviación	94

4.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	95
4.5.1. Humedad y sólidos volátiles	95
4.5.2. Granulometría	96
4.5.3. Separación por componentes	98
4.5.4. Clasificación por forma	103
4.5.5. Potencial bioquímico de metano	104
4.5.6. Poder calorífico	105
4.5.7. Resultados ensayo de lixiviación	106
4.6. CONCLUSIONES	108
4.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
5. ENSAYOS NO CONVENCIONALES EN COLUMNAS	115
5.1. INTRODUCCIÓN	119
5.2. OBJETIVOS	121
5.3. METOLOGÍA	121
5.3.1. Ensayo de lixiviación según la norma CEN/TS 14405	123
5.3.2. Descripción de las columnas piloto	125
5.3.3. Preparación de la muestra	126
5.3.4. Llenado de las columnas	127
5.3.5. Ensayos de lavado de contaminantes	128
5.3.6. Ensayos de trazadores	130
5.3.7. Ensayos de lixiviación post lavado	130
5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	131
5.4.1. Variabilidad de los ensayos CEN/TS sobre residuos del rechazo	132
TMB	
5.4.2. Efectos de la escala en el lavado de contaminantes	138
5.4.2.1. Evolución de los contaminantes	138
5.4.2.2. Comparación con el ensayo de lixiviación convencional	145
5.4.2.3. Relación entre la movilidad de los contaminantes	146
5.4.3. Lixiviación de contaminantes post tests	151
5.4.4. Comparación de los resultados con los de un residuo convencional degradado en vertedero	155
5.4.5. Comportamiento hidráulico bajo condiciones de saturación	159
5.5. CONCLUSIONES	162
5.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	164
6. EVALUACIÓN EN CAMPO DE LAS EMISIONES CONTAMINANTES	167
6.1. INTRODUCCIÓN	171
6.2. OBJETIVOS	172
6.3. METOLOGÍA	173

6.3.1. Características del vertedero de Meruelo	173
6.3.2. Construcción e instrumentación de la celda	174
6.3.3. Seguimiento y análisis en laboratorio	180
6.4. RESULTADOS	182
6.4.1. Características del lixiviado	182
6.4.1.1. Caudal	182
6.4.1.2. Composición del lixiviado	183
6.4.2. Composición del biogás	194
6.4.3. Temperatura en el interior de la celda	195
6.4.4. Otros parámetros	197
6.5. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS CON LOS DE LABORATORIO	199
6.6. CONCLUSIONES	206
6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	208
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	213
7.1. CONCLUSIONES	215
7.2. RECOMENDACIONES Y TRABAJO FUTURO	218
7.3. CONCLUSIONS	221
7.4. RECOMMENDATIONS AND FUTURE WORK	224
Anexo I	227
Anexo II	233
Anexo III	251

Listado de figuras

Figura	Título	Pág
1.1.	Esquema de los procesos que componen el tratamiento mecánico-biológico	6
2.1.	Esquema de la evolución del biogás y el lixiviado en las distintas fases de degradación del residuo convencional	28
2.2.	Evolución del COT, la DQO y la DBO ₅ en el ensayo de lixiviación en función de la duración del tratamiento para tres tipos de estabilización aeróbica	34
2.3.	Reducción de la producción de biogás en función de la duración del tratamiento aeróbico de aireación forzada utilizado (datos: Lornage et al., 2007 y Gioannis et al. 2009)	41
4.1.	Etapas del tratamiento mecánico-biológico del Ecoparque de Barcelona	84
4.2.	Etapas del tratamiento mecánico-biológico de la planta de tratamiento integral de RSU de Cantabria	86
4.3.	Distribución del tamaño (%) de los rechazos provenientes de la planta de Cantabria (RR _{Can}), de la planta de Barcelona (RR _{Bar})* y escoria proveniente de la planta de valorización energética de Cantabria (REsc _{Can})	97
4.4.	Evolución del volumen de metano acumulado en el ensayo BMP sobre residuos RR _{Can} y RR _{Bar}	105
5.1.	Resumen de los ensayos llevados a cabo en columnas piloto	122
5.2.	Diagrama de la puesta a punto del ensayo en columna (obtenido de la norma CEN/TS 14405)	124
5.3.	Concentración de carbono orgánico total frente al número de muestra (izquierda) y frente a la relación líquido / sólido (derecha)	132
5.4.	Resultados de la concentración de carbono orgánico total en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo	133
5.5.	Resultados de la concentración de nitrógeno total en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo	133
5.6.	Resultados de la conductividad en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo	133
5.7.	Concentración de hierro para las columnas pequeñas A y B (izquierda) y C y D (derecha), en función de la relación L/S	134
5.8.	Concentración de sodio para las columnas pequeñas A y B (izquierda) y B y C (derecha) en función de la relación L/S	134
5.9.	Concentración de aluminio (izquierda) y cinc (derecha) en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo.	135
5.10.	Evolución de la conductividad con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	138
5.11.	Evolución del pH con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	139
5.12.	Evolución de la concentración de manganeso con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	140
5.13.	Evolución de la concentración de cobre con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	140
5.14.	Evolución de la concentración de sodio con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	141

5.15.	Evolución de la concentración de potasio con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	141
5.16.	Evolución de la concentración de hierro con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	142
5.17.	Evolución de la concentración de hierro con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	142
5.18.	Evolución del carbono orgánico total con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	143
5.19.	Evolución del nitrógeno total con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana	144
5.20.	Correlación del cromo, el magnesio, el sodio y el cinc con el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes	149
5.21.	Correlación del calcio, el níquel y el cobre con el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes	149
5.22.	Correlación entre el cadmio y el hierro con el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes de cada columna	150
5.23.	Correlación entre el cadmio y el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes de cada columna	150
5.24.	Correlación entre el hierro y el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes de cada columna	151
5.25.	Evolución del carbono orgánico total con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	156
5.26.	Evolución del nitrógeno total con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	156
5.27.	Evolución de la conductividad con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	157
5.28.	Evolución de la concentración de sodio con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	158
5.29.	Evolución de la concentración de magnesio con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	158
5.30.	Evolución de la concentración de níquel con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	159
5.31.	Evolución de la concentración de manganeso con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB	159
5.32.	Relación entre la concentración de bromo medido (Br) y el bromo introducido en la columna (Brentr) en los ensayos de trazadores, frente a la relación entre el líquido acumulado y la masa del residuo utilizada	161
5.33.	Relación entre la concentración de litio medido (Li) y el litio introducido en la columna (Lientr) en los ensayos de trazadores, frente al volumen acumulado de líquido que pasa por la columna	161
5.34.	Relación entre la concentración de bromo medido (Br) y el bromo introducido en la columna (Brentr) en los ensayos de trazadores, frente al volumen acumulado de líquido que pasa por la columna	162
6.1.	Esquema del perfil y la planta de la celda experimental	175
6.2.	Evolución de la conductividad y el pH en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	186
6.3.	Evolución de la DQO en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	187

6.4.	Evolución de la DBO ₅ en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	188
6.5.	Evolución del amonio en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	189
6.6.	Evolución del calcio y el magnesio en el lixiviado de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	190
6.7.	Evolución del hierro y el níquel en el lixiviado de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	190
6.8.	Evolución del cromo y el sodio en el lixiviado de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S	191
6.9.	Cantidad total de calcio y magnesio liberado en función del tiempo y de la relación L/S	191
6.10.	Composición de CH ₄ y CO ₂ del biogás generado en la celda a lo largo del tiempo	194
6.11.	Composición de H ₂ y H ₂ S del biogás generado en la celda a lo largo del tiempo	195
6.12.	Evolución de la temperatura a lo largo del tiempo en el interior de la celda	197
6.13.	Cantidad de agua acumulada en los piezómetros colocados en el fondo de la celda a lo largo del tiempo	199
6.14.	Evolución del carbono orgánico total en la celda en función de la relación L/S	205
6.15.	Correlación del sodio, el níquel, el cadmio y el cobre con el carbono orgánico total en la celda experimental	206

Listado de tablas

Tabla	Título	Pág
2.1.	Recopilación de las densidades Proctor y humedades óptimas asociadas en residuos TMB	21
2.2.	Recopilación de los sólidos volátiles totales y el carbono orgánico total en los residuos TMB aeróbico	24
2.3.	Recopilación de la concentración de metales contenidos en los residuos TMB aeróbico (mg/kg)	26
2.4.	Recopilación de las medidas de COT, DQO y DBO ₅ en el ensayo de lixiviación de residuo TMB aeróbico, en función de la duración del tratamiento	33
2.5.	Porcentajes de reducción de la concentración de DQO (DQOs), DBO ₅ y/o COT en los lixiviados de residuos TMB respecto a los residuos sin tratar	
2.6.	Comparación entre la de DQO y la DBO ₅ de lixiviados de residuos TMB y de lixiviados de residuos urbanos sin tratar en vertedero	36
2.7.	Valores de DQO, DBO ₅ y DQO/DBO ₅ para residuos no tratados y para residuos compostados (Robinson et al., 2005)	37
2.8.	Concentración de nitrógeno amoniacal para distintos tipos y periodos de TMB	39
3.1.	Métodos empleados (APHA, 2005) en la determinación de metales pesados en muestras digeridas de lixiviado y eluato	73
4.1.	Separación por componentes según tamaño y tipo de residuo	90
4.2.	Resultados del porcentaje de humedad media y sólidos volátiles medios, determinados para cada uno de los materiales caracterizados	96
4.3.	Distribución del tamaño de los rechazos provenientes de la planta de Cantabria (RR _{Can}) (Lapeña, 2017)	97
4.4.	Composición en peso seco de los residuos de rechazo provenientes de las plantas TMB de Cantabria y Barcelona, así como de la escoria de la planta de valorización energética de Cantabria	99
4.5.	Composición en peso seco de del rechazo del TMB en Cantabria RR _{Can} según su tamaño	100
4.6.	Composición en peso seco de las escorias Esc _{Can} según su tamaño	101
4.7.	Composición en peso seco de los residuos provenientes del rechazo tras el tamizado en el TMB de Barcelona, RRe _{Bar} , en función de su tamaño	102
4.8.	Composición en peso seco de los residuos provenientes del rechazo tras separación por densidad en el TMB de Barcelona, RA _{Bar} , en función de su tamaño	103
4.9.	Porcentaje de material en función de su forma para el residuo RR _{Can}	104
4.10.	Liberación de contaminantes por unidad de masa de muestra seca para todos los tipos de rechazo	107
5.1.	Tipo de columna a utilizar en el ensayo de percolación respecto al tamaño de partícula del residuo utilizado (porcentaje en base húmeda) (elaboración propia a partir de la norma CEN/TS 14405)	124
5.2.	Resumen de los tipos de materiales y columnas utilizados en los ensayos de lavado de contaminantes y trazadores, la masa de residuo ensayado, así como el caudal de agua utilizado en cada caso	127

5.3.	Liberación de contaminantes en las columnas ensayadas tras una determinada relación líquido sólido	137
5.4.	Valores de relación L/S en cada columna para los cuales el residuo cumple los límites de concentración establecidos en normativa para residuo inerte (Consejo Europeo, 2003)	153
5.5.	Liberación de contaminantes por unidad de masa de muestra seca en los ensayos de lixiviación post lavado para las muestras de las columnas pequeñas y eficiencia de lavado de las columnas C-D	154
6.1.	Volúmenes mensuales de precipitación y lixiviado en la celda de enero a noviembre de 2015	183
6.2.	Resultados de la calidad del lixiviado frente a valores publicados en la literatura	185
6.3.	Liberación de contaminantes en la celda piloto frente a valores de la bibliografía	193
6.4.	Liberación de contaminantes en la celda experimental al final del ensayo, en la columna mediana a una L/S de 0.16 y en el ensayo de lixiviación	202

Listado de imágenes

Imagen	Título	Pág
3.1.	Tamiz vibratorio utilizado para la separación por tamaños	59
3.2.	Agitador rotativo modelo REAX 20 de Heidolph para la prueba de lixiviación del residuo	61
4.1.	Separación por tamaños de la muestra de rechazo de recirculación de Barcelona (R_{recBar})	89
4.2.	Separación por tamaños de la muestra de rechazo por separación densimétrica de Barcelona (R_{ArBar})	89
4.3.	Algunos componentes de la fracción > 20 mm y entre 4 y 20 mm de la escoria	91
4.4.	Clasificación según forma de algunos componentes de la fracción entre 4 y 20 mm del rechazo RR_{Can}	91
4.5.	Calorímetro utilizado en la medida del poder calorífico	93
4.6.	Esquema del montaje utilizado en la medida del PBM	94
5.1.	Detalle del cuerpo y las tapas superior e inferior de una de las columnas pequeñas utilizadas en los ensayos de Inglaterra	125
5.2.	Fotografías del residuo menor de 8 mm (A) utilizado en las columnas A y B y del residuo recortado (B) utilizado en las columnas C y D	126
5.3.	Fotografías de una de las columnas pequeñas utilizadas en Inglaterra (A) y de las columnas intermedias usadas en Cantabria (B).	128
5.4.	Sistema de recolección de muestras durante el ensayo de lavado de contaminantes en columnas pequeñas	129
6.1.	Vista de la nueva fase del vertedero de Meruelo	174
6.2.	Talud perimetral de la celda experimental	176
6.3.	Colocación de las láminas de plástico impermeable, el geotextil y el tubo de dren	176
6.4.	Aspecto de la celda impermeabilizada	177
6.5.	Colocación de uno de los piezómetros y tomamuestras	178
6.6.	Fijado de las placas de asiento	178
6.7.	Panel con data logger para el seguimiento de la medida de PT100 y piezómetros	179
6.8.	Punto de muestreo y medida de caudal de la celda	180

CAPÍTULO 1.
INTRODUCCIÓN Y
OBJETIVOS

1.1. INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia los vertederos de residuos urbanos han pasado de ser lugares en los que la gente acumulaba la basura sin ningún tipo de control, a instalaciones controladas en las que se interponen medidas de protección. La razón es que este tipo de instalaciones constituyen un peligro potencial para el medio ambiente y la salud.

En contacto con agua, los residuos urbanos, fundamentalmente los orgánicos, se degradan dando lugar a contaminantes líquidos y gaseosos que se deben controlar. El agua infiltrada en la masa de residuos arrastra componentes orgánicos no estabilizados y otras sustancias que se disuelvan (como metales pesados o sales) que pueden contaminar los terrenos colindantes o las aguas subterráneas y superficiales. Durante el proceso se genera además gas, formado principalmente por metano y dióxido de carbono, que son elementos responsables de una parte significativa de las emisiones antropogénicas con efecto invernadero: en nuestro país, en 2014, aproximadamente el 4 % de los gases de efecto invernadero provenían del sector tratamiento y eliminación del residuo y de ellos un 80 % de las emisiones procedían de vertedero (MAPAMA, 2014). Además este gas suele estar también compuesto por algunos compuestos orgánicos volátiles altamente tóxicos en cantidades traza, así como hidrocarburos orgánicos volátiles clorados y fluorados que destruyen la capa de ozono. Este riesgo de contaminación persiste a lo largo de muchos años, incluso después de parados los vertidos. Por ello numerosos terrenos declarados “suelos contaminados” lo son por antiguos vertederos de residuo urbano (Gobierno de España, 2005). Por otro lado, estas instalaciones actúan como sumideros de carbono con los materiales que no se llegan a descomponer (se consideran sumidero cuando retienen el carbono durante al menos 100 años (Gracia, 2013)).

Debido a la importancia de estos efectos, en unos pocos años se ha pasado de considerar los vertederos como la mejor solución técnica, a buscar alternativas encaminadas hacia el vertido cero (Consejo Europeo, 2008) a través del reciclado y la recuperación de parte de los residuos. Además, tratando de minimizar las emisiones del vertedero y a la vez conseguir un mejor aprovechamiento de los recursos, se han establecido procesos de estabilización del material antes de ser vertido (Consejo Europeo, 1999). Con el objetivo de cumplir estos requerimientos y reducir la biodegradabilidad del material depositado, las líneas de pretratamiento de residuos urbanos previo al vertido, se han convertido en un método habitualmente utilizado en Europa (Donovan et al., 2010). Las más

utilizadas son conocidas como tratamientos mecánico-biológicos (TMB), que al contrario que otras alternativas como la valorización energética (alternativa mayoritaria en países como Dinamarca donde según Eurostat (2007) trata un 53% de los residuos), no genera oposición en la sociedad.

Como muestra la figura 1.1., los TMB incorporan una serie de etapas mecánicas (separación manual, trómeles, separadores magnéticos, electromagnéticos...) para separación de materiales y recuperación de reciclables seguidas de uno o varios procesos biológicos para estabilización de la materia orgánica por degradación controlada (compostaje o digestión anaeróbica seguida de compostaje).

El resultado de un tratamiento mecánico-biológico son varias corrientes de materiales reciclables (tales como plásticos, papel y cartón o metales), rechazos no recuperables de los procesos de separación, y una corriente de residuo orgánico estabilizado.

La ley 22/2011 (Gobierno de España, 2011), a diferencia de la Directiva Marco, establece dos tipos de residuos procedentes de la etapa biológica del TMB. Lo que denomina *compost* que proviene de la estabilización del residuo orgánico recogido separado, y el *residuo bioestabilizado*, que es el producto del TMB de residuos recogidos mezclados. Aunque este tipo de residuo proveniente del material mezcla no es considerado compost, la ley no establecen una gestión determinada para él ni unos estándares mínimos de calidad que condicionen su utilización. Esta distinción, que no se da en el resto de Estados Miembros, viene derivada del hecho de que hasta la aprobación de la Ley de Residuos, nuestro país era uno de los pocos que permitía la producción de compost a partir de residuos mezclados, ya que en la mayor parte de los Estados se exigía que fuera material orgánico recogido selectivamente (Ansorena, 2016). Esto ha propiciado unos niveles de separación de materia orgánica en nuestro país que apenas alcanzan el 8 %. Desde la entrada en vigor de la ley, en nuestro país, el criterio general que se sigue es: a) Las plantas que tenían registrado el material compost antes de la entrada en vigor de la Ley 22/2011 independientemente de que se elabore con residuos biodegradables recogidos separadamente o mezclados, siguen gestionándolo como un compost; b) Las que no, solicitan a la Comunidad Autónoma correspondiente autorización mediante la operación R10 (tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los mismos).

En cualquier caso, en nuestro país, esta materia orgánica es aprovechada, tras una etapa de afino, para aplicación al terreno (en agricultura, recuperación de suelos...) (Gallardo et al., 2014). Mientras que en los países del norte de Europa

como por ejemplo en Alemania y Austria, la utilización como compost no está permitida, sino que la mayor parte de la materia estabilizada se conduce a tratamiento térmico o vertedero (Den Boer et al. 2007) y únicamente es utilizado el compost procedente del tratamiento de la parte orgánica separada en origen (Comisión Europea, 2016). Esto es debido a que en estas zonas no existe la misma necesidad de material orgánico para el suelo y los requisitos de calidad para su aplicación son más exigentes. Si bien, esto puede cambiar en los próximos años porque la propia directiva de 2008, que promueve el vertido cero, empuja la reutilización del residuo, surgiendo alternativas como la cración de tecnosuelos (Vilela, 2014).

Por tanto, existen básicamente dos tipos de corrientes de rechazo en el TMB que se describen a continuación:

- por un lado material no reciclable proveniente de la etapa de separación mecánica. Habitualmente en toda Europa, se complementa el TMB con una línea de incineración de este tipo de residuo debido a su elevado poder calorífico. Si existe tal incineración, este material dejaría de ser rechazo para convertirse en combustible derivado de residuos (CDR).

- por otro material procedente de la etapa biológica. Según lo visto se encuentran dos opciones en función de la necesidad y normativa de cada país: a) en países como Alemania y Austria, este material se corresponderá principalmente con materia orgánica estabilizada mientras que b) en países como España, únicamente con el rechazo procedente de la etapa de afino de los residuos orgánicos estabilizados, es decir, los restos tras la “purificación” del material.

En función del aprovechamiento que se dé a cada corriente y de la proporción en que aparezca cada fracción, llegarán más o menos residuos a vertedero. Además, la proporción en la que se presenta cada fracción, a su vez depende de la composición del residuo original, del propio proceso de TMB y de los rendimientos de separación y estabilización del mismo.

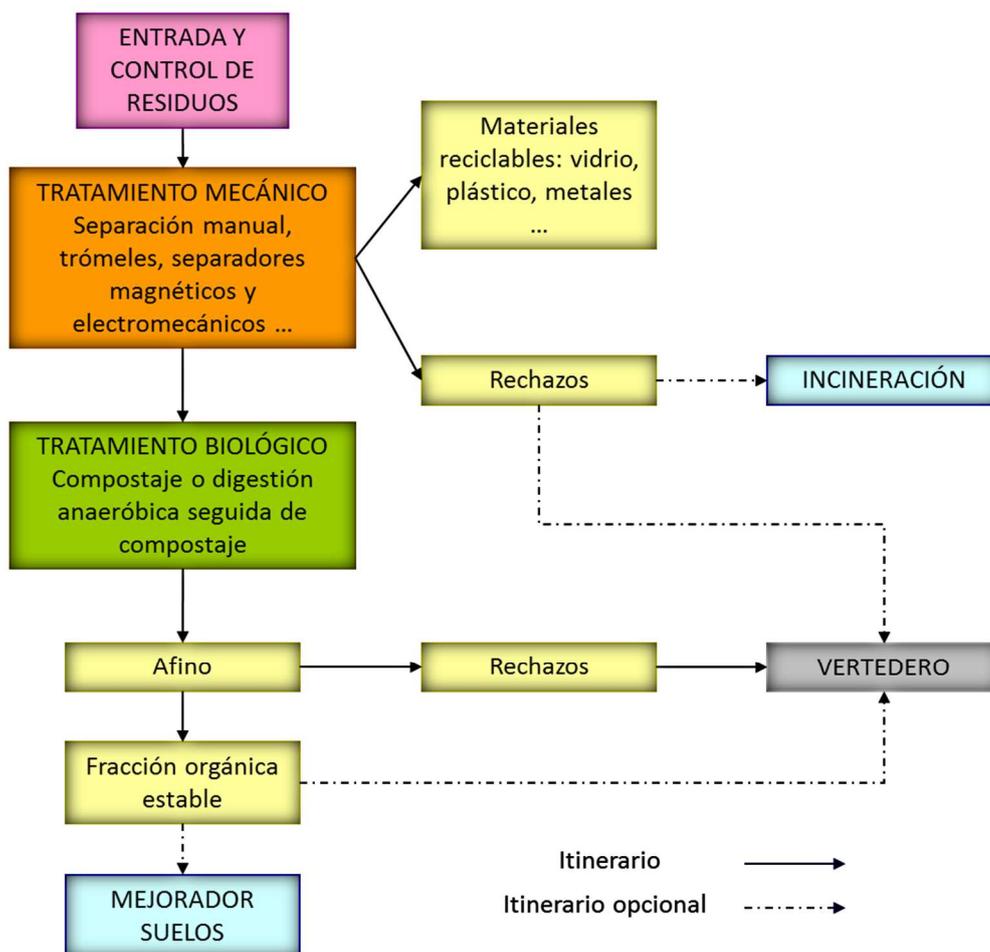


Figura 1.1. Esquema de los procesos que componen el tratamiento mecánico-biológico.

Lo que sí es evidente es que como consecuencia del tratamiento, los nuevos vertederos tendrán características distintas a los tradicionales, ya que están recibiendo un material muy diferente al que acogían hasta hace unos años. Esto implica que su potencial contaminador (generación de lixiviado y biogás), y su comportamiento hidráulico y geotécnico, entre otros, variarán, lo que ha despertado en los últimos años el interés de bastante autores, sobre todo en Europa (entre otros: Griffith y Trois, 2006; Münnich et al., 2006). Inicialmente los trabajos se centraban en la evaluación del sistema de tratamiento como proceso de descontaminación (entre otros: Di Lonardo et al., 2012; Montejo et al., 2010). Hoy en día, a través de ellos ha quedado probado que el residuo, se encuentra más degradado después del tratamiento. Sin embargo, existen aún cuestiones a resolver como la cuantificación de la reducción del potencial contaminante en diferentes casos o la evaluación de los efectos a largo plazo, así como el posible aprovechamiento los productos de su degradación en el terreno (como el posible

biogás). Además la mayoría de los estudios que existen hoy en día proporcionan resultados válidos para el material que llega a vertedero en la mayor parte de Europa (residuo orgánico estabilizado al completo, en adelante residuo bioestabilizado o residuo TMB), sin embargo no se conoce si estos son aplicables al material depositado en vertedero en casos como el de España (rechazo de la etapa de afino de este residuo orgánico estabilizado, en adelante residuo “tipo español” o rechazo TMB).

Como consecuencia, hoy en día se plantean aún los parámetros de diseño de los vertederos y su gestión, con criterios tomados de los antiguos vertederos, pero es evidente la necesidad de replantearlos y ajustarlos a las características hidrofísico-químicas de los nuevos materiales. Para adaptar el diseño del vertedero y sus sistemas de protección ambiental, los protocolos de balance de carbono (cuantificación de emisiones de gases de efecto invernadero, y/o valoración del carbono secuestrado) y la evaluación del riesgo a lo largo del tiempo (de cara a la provisión de fondos para protección ambiental futura durante el tiempo de explotación) hay que conocer los fenómenos (fundamentalmente hidrológicos y de degradación química-biológica) en la nueva situación.

1.2. OBJETIVOS

El estudio tiene como objetivo principal evaluar el potencial contaminante en vertedero, del rechazo del afino procedente del tratamiento mecánico-biológico de los residuos sólidos urbanos (residuo “tipo español”), mediante:

- La caracterización física en detalle del residuo vertido.
- La evaluación del lavado de contaminantes a través de la masa de residuos.
- El análisis de los procesos de degradación a través de las emisiones a las que dan lugar en el lixiviado y el biogás.

El estudio se basa en una serie de ensayos convencionales y en columnas piloto en laboratorio, así como en el seguimiento e instrumentación en campo de una celda experimental representativa de estas nuevas instalaciones. Es por ello que aprovechando los resultados obtenidos en cada caso se establece el siguiente objetivo complementario:

Analizar el alcance y utilidad de los distintos tipos de ensayo para evaluar / estimar el comportamiento del residuo en vertedero.

1.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ansorena, J. (2016). “El compost de biorresiduos. Normativa, calidad y aplicaciones”. *Ed. Mundi-Prensa*, Madrid, España (ISBN 978-84-8476-715-2).

Comisión Europea (2016). “La ecoinnovación en el corazón de las políticas europeas”. Página Web.

Consejo Europeo (2008). “Directiva 2008/98/CE sobre los residuos y por la que se derogan determinadas directivas”. *Actas de la legislación EU*, vol. 312, pags. 3-30.

Consejo Europeo (1999). “Directiva 1999/31/CE sobre el vertido de residuos”. *Actas de la legislación EU*, vol. 182, pags. 1–19.

Di Lonardo, M.C.; Lombardi, F. y Gavasci, R. (2012). “Characterization of MBT plants input and outputs: a review”. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 11, pags. 353-363.

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*, vol. 408, pags. 1979-1984.

Den Boer, J.; Den Boer, E. y Jager, J. (2007). “LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems”. *Waste management*, vol. 27, pags. 1032–1045.

Eurostat (2007). “Estadísticas sobre la valorización de residuos en Dinamarca”. Base de datos de la página web.

Gallardo, A.; Colomer, F.J.; Edo, N. y Sánchez, I. (2014). “Estudio de la situación actual de las plantas de tratamiento mecánico-biológico en España”. *Congreso nacional del medio ambiente (CONAMA)*, 2014.

Gobierno de España (2013). Real Decreto 506/2013, de 28 de Junio, sobre productos fertilizantes.

Gobierno de España (2011). Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados

Gobierno de España (2005). Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

Gracia, C. (2003). “Los bosques de carbono como sumidero carbono en España”. Universidad de Barcelona.

Griffith, M. y Trois, C. (2006). “Long-term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality”. *Water SA*, Vol. 32 (3), pags. 307-314.

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (2014). “Principales características del sector de gestión de residuos”. Madrid, España.

Montejo, C.; Ramos, P.; Costa, C. y Márquez, M.C. (2010). “Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants”. *Bioresource Technology*, vol. 101, pags. 8267-8272.

Münnich, K.; Mahler, C. F. y Fricke, K. (2006). “Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil”. *Waste Management*, vol. 26 (2), pags. 150-157.

Vilela, J. (2014). “Elaboración de Tecnosuelos como soporte de infraestructura verde en Vitoria-Gasteiz a partir de subproductos de plantas municipales de residuos”. *Congreso nacional del medio ambiente (CONAMA)*, 2014.

CAPÍTULO 2.
ANTECEDENTES

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

2.1. INTRODUCCIÓN	15
2.2. SISTEMAS TMB	15
2.3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL RESIDUO	18
2.3.1. Propiedades físicas	18
2.3.1.1. Tamaño del material	19
2.3.1.2. Clasificación en función de su forma	20
2.3.1.3. Densidad y volumen	20
2.3.2. Características químicas	22
2.3.2.1. Sólidos volátiles y carbono orgánico total	22
2.3.2.2. Contenido en metales	24
2.4. BIODEGRADACIÓN DEL RESIDUO	27
2.5. EMISIONES CONTAMINANTES	30
2.5.1. Emisiones líquidas	31
2.5.1.1. Contaminación del lixiviado	32
2.5.1.2. Generación de lixiviado	40
2.5.2. Emisiones gaseosas	40
2.5.2.1. Velocidad de producción de biogás	41
2.5.2.2. Composición del gas	42
2.6. ASENTAMIENTOS	43
2.7. CONCLUSIONES	45
2.8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

2.1. INTRODUCCIÓN

El concepto residuo TMB es tan amplio como el de residuo urbano convencional, ya que es el resultado de la aplicación de un sistema de tratamiento que incluye diferentes procesos, que varían de una planta a otra y que se aplican sobre un abanico amplio de residuos. Además, como se vio en el capítulo anterior, el tipo de material que termina en vertedero después de un TMB puede variar dependiendo, entre otros, de si la fracción orgánica estabilizada se aplica o no en suelo.

Este capítulo se centra en el análisis de los resultados de algunas de las propiedades físicas y químicas más importantes del residuo TMB estudiadas hasta el momento, ya que son la base del comportamiento del material una vez se deposita en vertedero, así como en el análisis de su potencial contaminante en forma de emisiones (lixiviado y biogás). El estudio pretende averiguar la influencia de algunos factores como la duración y el tipo de tratamiento en algunas propiedades físicas y químicas del residuo, así como el poder contaminante y los asentamientos que se producirán en vertedero. Además, los resultados, se comparan entre sí y con aquellos obtenidos para residuos urbanos convencionales.

La mayor parte de los trabajos analizados comienzan a partir del año 2000 y tienen como origen Europa y en concreto países en los que todo el residuo bioestabilizado es depositado en vertedero. Se basan en experiencias realizadas tanto en laboratorio como campo. Analizados los estudios de los diferentes autores, se extraen los aspectos en los que se encuentra la mayor carencia de conocimiento o controversia, estableciéndose además la base sobre la que investigar los resultados de un tipo de residuo final un poco más específico, como es el rechazo del afino del residuo bioestabilizado (residuo “tipo español”) objeto del presente trabajo.

2.2. SISTEMAS TMB

Como se presentó en el esquema de la figura 1.1. del capítulo anterior, el tratamiento mecánico-biológico no es un proceso fijo y cerrado sino que el término se aplica a diferentes combinaciones de separaciones mecánicas y procesos biológicos (Di Lonardo et al., 2012).

Las razones principales por la que los sistemas varían de un lugar a otro están ligadas entre sí. Por un lado dependerá de la situación económica de la zona en la

que se instale una planta de tratamiento de residuos y la composición de los residuos en ese lugar, que cambia en función de las políticas de gestión de los residuos pero también de sus recursos. Por otro de los límites de admisión en vertedero del residuo en ese país. Por ejemplo mientras en países como Alemania el residuo biodegradable se recoge separado de la fracción resto (Raussen y Kern, 2005), en Francia o en España los sistemas de recogida separada no están muy extendidos (Korz, 2005); o mientras en los países en desarrollo como Brasil entre el 40 y el 70 % del residuo está formado por material orgánico en los países industrializados esta cantidad se reduce a un 28-35 % (Münnich et al., 2006).

A continuación se describirán algunas de las técnicas que combinadas se utilizan en la etapa mecánica del TMB, así como los tipos de tratamiento biológico a los que se somete a la materia orgánica en el proceso (Kallassy et al., 2008).

Técnicas de separación mecánica

Suelen estar formadas por uno o varios de los siguientes procesos:

- Trituradoras: sistemas que sirven para reducir el tamaño del residuo.
- Rompe bolsas: un tipo de triturador que separa la bolsa del residuo dejando la mayor parte del material intacto.
- Tambor giratorio: utiliza la gravedad para voltear, mezclar y homogeneizar los residuos. Los objetos densos y abrasivos, tales como vidrios o metales, ayudarán a fragmentar los materiales más blandos, lo que provoca una considerable reducción del tamaño de materiales como el papel y otros residuos biodegradables.
- Cribas rotatorias (trómel) y otros tipos de tamices: sirven para separar en función del tamaño del material.
- Separador balístico: divide el material en función de su densidad pero también de su tamaño y forma.
- Separador óptico: aplicando distintas configuraciones, mediante un haz de luz tienen capacidad para seleccionar distintos tipos de plásticos (Tetra-bricks de polietileno (PET), polietileno de alta densidad (PEAD), plástico mezcla) y así como tetra-bricks.
- Separadores magnéticos y corrientes de Foucault: eliminan y recuperan los metales ferrosos y no ferrosos.
- Separación neumática: sistema de aire que elimina los papeles y plásticos ligeros de la corriente principal.

-Separación por densidad (vía húmeda): el material se disgrega mediante agua según su densidad (materiales ligeros como plásticos y pesados como piedra y vidrio).

-Peletizador: para un mejor transporte y gestión del combustible derivado del residuo.

Además puede incluirse una separación manual de materiales reciclables, contaminantes y objetos de gran tamaño. Los procesos manuales de separación son especialmente apropiados en muchos casos en los países en desarrollo, singularmente o en combinación con sistemas mecánicos, pero son también comunes en plantas automáticas.

Tratamientos biológicos

En ocasiones los TMB incluyen un pretratamiento biológico (BRS) que consiste en un tambor giratorio sometido a aireación donde los residuos pasan entre 2 y 4 días. La combinación de la rotación mecánica y el inicio de la degradación biológica del material orgánico, permiten una reducción del tamaño de la fracción orgánica y una mejor separación de este material del resto de contaminantes en las etapas mecánicas posteriores.

La etapa biológica propiamente habitualmente consiste en proceso de compostaje o uno de digestión anaerobia. Sin embargo en los últimos tiempos, algunos países están utilizando el biosecado. Las tres técnicas se describen a continuación (Gallardo et al., 2014).

Compostaje:

La etapa de compostaje consiste en la fermentación y maduración aeróbica de la fracción orgánica.

Este proceso se puede llevar a cabo en recintos cerrados o al aire libre y los residuos se pueden disponer en pilas, hileras, contenedores cerrados, tambores que rotan, túneles... A su vez la aireación de la masa de residuos, que favorece este tipo de degradación, se puede llevar a cabo mediante volteo o a través de aireación forzada. La humedad también juega un papel importante durante el proceso, por lo que es habitual que los residuos se humidifiquen para conseguir un mejor resultado.

En función de la duración e intensidad del tratamiento se obtendrá un residuo estabilizado en mayor o menor grado que, según la normativa del lugar podrá ser utilizado en suelo o depositado en vertedero.

Digestión anaeróbica:

Esta técnica se suele utilizar para materia orgánica separada de origen ya que produce problemas si el residuo contiene muchas impurezas en forma de material no biodegradable.

Como su nombre indica utiliza bacterias anaeróbicas para descomponer la materia orgánica del material sin la presencia de oxígeno. Durante este proceso aproximadamente 2/3 de la parte orgánica del residuo (proteínas, lípidos, celulosa, hemicelulosa...) se transforman en biogás que es aprovechado para producir energía. La materia no biodegradable así como la lignina y el humus (difícilmente biodegradables) componen el material sobrante del proceso. Este material no es aún estable por lo que se necesita una segunda fase de digestión aeróbica para transformar las moléculas de materia orgánica a sus formas estables.

A su vez existen diferentes formas de configurar la digestión anaeróbica: en seco o en húmedo, termofílico o mesofílico, mono etapa o multi etapa, por tandas o en continuo, mediante flujo pistón o completamente mezclado.

Biosecado:

En algunos lugares se utiliza esta técnica menos extendida (Velis et al., 2009), que aprovecha la actividad bacteriana aeróbica que ocurre al comienzo del compostaje y que genera calor, para evaporar el contenido de agua de los residuos en pocos días. Para aumentar la evaporación del agua se suele hacer pasar por la masa de residuo una corriente fuerte de aire.

El objetivo del proceso no es estabilizar la materia orgánica sino reducir el peso del residuo y aumentar su valor calorífico para que pueda ser utilizado como combustible en aplicaciones industriales.

2.3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL RESIDUO

2.3.1. Propiedades físicas

Características o propiedades físicas son aquellas en las que no hay modificación de las moléculas del material, por ejemplo: su tamaño, volumen, densidad, humedad. Son parámetros que, además de tener una repercusión en la vida útil

del vertedero, repercuten en la generación de emisiones y en el comportamiento mecánico e hidráulico de los residuos.

2.3.1.1. Tamaño del material

El tamaño de los residuos disminuye tras el tratamiento mecánico-biológico en dos etapas.

Por un lado, como se ha visto, la parte mecánica del pretratamiento incluye un tamizado, en muchas ocasiones tras una etapa de selección de aquellos reciclables, y otra de trituración. Así, a la parte biológica solo acceden los residuos menores de un cierto tamaño, básicamente materia orgánica o material inerte (EcoEnergy, 2007). Los materiales que no pasan la criba son residuos en su mayor parte con alto valor calorífico, de tal forma que suelen ser utilizados para la incineración directa o la producción de combustible derivado del residuo (CDR) (Robinson et al., 2005), aunque en algunos casos se produce su vertido directo (Zach et al., 2000). Tras este proceso habitualmente el material no sobrepasa los 60-80mm (Münnich et al., 2007a). La disminución de tamaño en esta etapa permite establecer condiciones adecuadas para el tratamiento biológico ya que un tamaño de partícula reducido incrementa la velocidad de las reacciones bioquímicas (Tchobanoglous et al., 1993).

En esta segunda etapa a la que es sometido el residuo en el tratamiento, la biológica, se produce una nueva disminución de tamaño. No es tan importante como la primera y tiene lugar debido a la degradación de la materia. Diferentes tratamientos biológicos conllevan resultados distintos, de tal forma que si el tratamiento es anaeróbico se produce un material más fino, mientras que tras un tratamiento aeróbico el material es más grueso y está menos alterado (Entenmann & Wendt, 2007). Esta reducción conlleva que aunque se siga encontrando material de hasta 60 mm, la distribución por tamaños se encuentre desplazada hacia la parte "fina" de tal forma que la mayoría de los residuos tienen tamaños en el rango entre los 0 y 20 mm (Münnich et al., 2007b; Kuehle-Weidemeier y Doedens, 2003).

El tamaño de los residuos es uno de los factores que afecta a las emisiones que estos van a producir, que serán tratadas en detalle más adelante en este capítulo. Buivid et al. (1981) analizaron la producción de metano en función del tamaño de los residuos, encontrando que en ensayos en laboratorio: los residuos con un tamaño entre 25-35 cm, producen un 35% más metano que los residuos de 10-15 cm, y estos a su vez producen 16 veces más que los menores de 2.5 cm. Por otro lado Ham & Bookter (1982) observaron que la dimensión del material también afecta a los lixiviados, siendo la demanda química de oxígeno (DQO) de los

residuos menores de 7.5 cm dos veces menor que la DQO de los no tratados, así como a las propiedades hidráulicas y mecánicas.

2.3.1.2. Clasificación en función de su forma

Teniendo en cuenta que los materiales son bastante pequeños, los residuos TMB pueden clasificarse en función de la forma según propone Kölsch (1995):

-Granos pequeños (dimensión 0): este tipo de materiales se incrustan en otras partículas modificando su comportamiento.

-Fibras, palos o cadenas (dimensión 1): pueden actuar como materiales de refuerzo aumentando la resistencia al corte de la matriz de residuos.

-Hojas, láminas (dimensión 2): en función del material pueden actuar como elementos de refuerzo en términos de resistencia, al igual que los anteriores, o como elementos que impiden o bloquean el flujo de los fluidos. Así, mientras los elementos impermeables (plásticos o metales) bloquean el flujo, los permeables (textil, papel y cartón) solo lo retrasan.

-Voluminosos (dimensión 3): pueden bloquear o retrasar el flujo en función de su material y de su tamaño respecto a toda la matriz.

Los procesos de tratamiento mecánico-biológico cambian el contenido en componentes de refuerzo de los residuos, ya que en general, acciones propias de estos tratamientos como el tamizado o el cribado tienden a eliminar muchos de estos elementos (Fernando et al., 2009). Estos resultados coinciden con los que presentan Fucalé et al. (2007) en su trabajo, en el que afirman que el porcentaje de componentes con dimensión 1 y 2, los llamados “materiales de refuerzo”, es similar en los residuos pretratados y en los residuos no tratados “viejos”: aproximadamente la mitad que los que se pueden encontrar en residuos no tratados.

Por su parte, según los mismos autores, la cantidad de residuos con dimensión cero (granos) es mayor en los residuos TMB, algo que parece lógico teniendo en cuenta la reducción de tamaños que el proceso conlleva.

2.3.1.3. Densidad y volumen

Además de ser más pequeños que los residuos sin tratar, los residuos TMB son más homogéneos, al incluir la etapa mecánica del pretratamiento una operación específica que se encarga de ello. Así, al disminuir el tamaño de los residuos y aumentar la homogeneidad respecto a los no tratados, se pueden alcanzar densidades de vertido mayores (Gunawardana et al., 2009).

Al igual que en mecánica de suelos, el ensayo de compactación Proctor es uno de los procedimientos más importantes para determinar la densidad seca máxima del material en relación con su grado de humedad a una energía de compactación determinada. En los residuos estabilizados, la densidad Proctor adquiere valores entre 0.70 y 1.20 Mg MS (muestra seca) m⁻³ (Tabla 2.1.). En este intervalo los residuos con tratamiento anaeróbico se mueven en un rango de valores un poco menor al de los estabilizados aeróbicamente. Generalmente se acepta que, cuanto menor sea el tamaño máximo de residuo, mayor será el grado de compactación alcanzable en su vertido y mayor su densidad máxima. No obstante esto no siempre ocurre así. Por ejemplo, en la tabla 2.1., los residuos de tipo “Ma” son menores de 25 mm y tiene una densidad de 0.91 Mg MS m⁻³, mientras que los residuos de tipo “Me” tienen un tamaño máximo mayor, 60 mm, y sin embargo una densidad también mayor, 0.97 Mg MS m⁻³.

Tabla 2.1. Recopilación de las densidades Proctor y humedades óptimas asociadas en residuos TMB.

Autor	Tratamiento	Material	ρ_{pr} (MgMS m ⁻³)	H (% MH)
Scheelhaase et al. (2001)		QB1-52w*	0.87	33.2
		QB2-16w*	0.88	35.0
		MH2-36w*	1.02	25.0
		LGB-16w*	0.88	35.0
Münnich et al. (2005)	Aeróbico	Ma<25**	0.91	31.0
		Me<60**	0.97	25.0
		An	0.95	34.0
		Wh<60**	0.96	31.0
		Pi<30**	1.20	26.0
		Re<8**	0.95	32.0-35.0
Münnich et al. (2005)	Anaeróbico +Aeróbico	Va<25**	0.70	39.0
		Va<40**	0.88	32.0
		Bu unscreened	0.87	32.0
		Bu<60**	0.87	33.0
		Bu<40**	0.85	34.0
Münnich et al. (2007)	---	A<25**	0.90	30.5
		B<60**	0.86	32.9

*El número se refiere a las semanas de tratamiento biológico.

**El número hace referencia al tamaño máximo del residuo en mm.

Según Münnich et al. (2005) las densidades de los residuos medidas en vertedero se encuentran ligeramente por encima de las obtenidas en los ensayos Proctor.

Por ejemplo, para un residuo tratado aeróbicamente, los autores obtuvieron una densidad según el ensayo Proctor de $0.97 \text{ Mg MS m}^{-3}$ para una humedad del 25 %MH, mientras que en el ensayo en campo obtuvieron una densidad del orden de $1.17\text{-}1.45 \text{ Mg MS m}^{-3}$ para una humedad del 33-35 % MH (muestra húmeda). La razón, según estos mismos autores, se encuentra en el hecho de que la maquinaria que compacta el material en su depósito no solo aplica una carga vertical a los residuos sino que además los desplaza horizontalmente, de modo que estos se entrelazan entre sí, cosa que no sucede en laboratorio.

El aumento de densidad tiene consecuencias sobre dos propiedades físicas importantes. Una es el volumen que ocuparán los residuos y que marcará parte del impacto ambiental que estos causen. La otra el contenido de humedad, que afectará a la cantidad de lixiviado que se forme en el vertedero.

Respecto a la humedad, como se recoge en la tabla 2.1., esta tiende a reducirse, pues, cuanto mayor es la compactación, menor es el espacio vacío que puede albergar agua en los residuos. El rango de humedades óptimas de compactación observadas se encuentra entre 25% y 39%MH.

Por otra parte si la densidad en vertedero es mayor, el volumen que ocupan los residuos es menor. A esta reducción de volumen debida al tamaño se une la que se va a producir debido a la pérdida de masa en el proceso; tras el tratamiento, la cantidad de materia que llega a vertedero es mucho menor. Según Leikman y Stegmann (1999) la disminución del volumen respecto al de los vertederos tradicionales, suele ser mayor al 60%, del que hasta un 20 o un 30% es debido a la pérdida de masa, y más de un 30% al aumento de densidad del residuo. Artículos más recientes coinciden en que la rebaja del volumen está en torno a un 67% (Gunawarda et al., 2009) aunque no se establece para que tipo de tratamiento se obtiene dicho resultado. Visvanathan et al. (2005) mediante tratamiento anaeróbico consiguen reducciones más significativas, alcanzándose pérdidas de masa y de volumen del 85.5% y el 79% respectivamente, si bien en todo caso, estas reducciones dependen del contenido inicial de materia orgánica del residuo.

2.3.2. Características químicas

A continuación se analizan algunas propiedades químicas relacionadas con el contenido de materia orgánica en los residuos tratados, como son el contenido en sólidos volátiles o el carbono orgánico total, y otras relacionadas con el contenido de componentes tóxicos, como es la concentración de metales. Conocer estas propiedades es importante para evaluar las opciones de procesamiento y recuperación, por ejemplo, cuando el material se va a compostar.

2.3.2.1. Sólidos volátiles y carbono orgánico total

El carbono orgánico total, como su nombre indica, hace referencia al contenido total de carbono de los compuestos orgánicos presentes en la muestra, tanto fijos como naturales o sintéticos en diferentes estados de oxidación.

Tanto el contenido en sólidos volátiles (SV), como el de carbono orgánico total (COT), disminuyen en los residuos que han sufrido un tratamiento mecánico-biológico. El decremento debido a la disminución de materia orgánica como consecuencia del pretratamiento, se pronuncia con el aumento de la duración del proceso de estabilización y es similar para ambos (Tabla 2.2.).

En todo caso, como se observa en la tabla 2.2., el contenido de SV y COT depende fundamentalmente del tipo de residuo, además del tipo de tratamiento sufrido.

Tungtakanpoung (2007) observó que el tamaño del material influye en la cantidad de sólidos volátiles y COT. En este trabajo, para un mismo tipo de residuo, a menor tamaño máximo de material, menor es el contenido en sólidos volátiles, pero mayor es el contenido en carbono orgánico total. Comparando los sólidos volátiles presentes en residuos de otros trabajos, con tamaños máximos de 20 y 10 mm, para un tratamiento biológico aeróbico de igual duración (2 semanas o 15 días), se aprecia que también el porcentaje de SV es mayor en los residuos con mayor tamaño.

Tabla 2.2. Recopilación de los sólidos volátiles totales y el carbono orgánico total en los residuos TMB aeróbico.

Autor	Duración tratamiento	Tamaño máximo (mm)	SV (%)	COT (%)
Zach et al. (2000)	Sin tratamiento	20	63.3	35.6
	2 semanas		59.1	33.4
	5 semanas		50.8	27.7
	7 semanas		53.8	30.5
	9 semanas		50.4	26.5
	15 semanas		44.4	24.2
	20 semanas		32.5	18.3
	20 semanas		32.6	19.0
Boni et al. (2006)	15 días	10	69.0	33.5
	90 días		33.6	17.7
Griffith y Trois (2006)	Sin tratamiento	60	70	--
	8 semanas		44	--
De Gioannis y Muntoni (2007)	Sin tratamiento	60	47.2	--
	8 semanas		35.4	--
	15 semanas		29.3	--
Tungtakanpoung (2007)	5 meses	10	21.5	37.1
		10-40	24.4	26.8
		>40	79.0	11.0
	9 meses	10	17.5	30.0
		10-40	33.6	19.5
	>40	84.1	11.4	
Van Praagh et al. (2009)	Sin tratamiento	25	42.6	18.55
	2 semanas		44.4	19.61
	6 semanas		28.0	12.65
	9 semanas		25.6	11.51
	Sin tratamiento*		30.1	14.35
	24semanas*		22.7	7.19

*Residuos con distinta procedencia y distinto tratamiento.

2.3.2.2. Contenido en metales

Como se observa en la tabla 2.3., en general, el contenido de metales en los residuos aumenta al aplicar sobre ellos un tratamiento mecánico-biológico. Por tanto el tratamiento empeora la calidad del material en lo que al contenido metales se refiere, si bien, es una forma de concentrar la contaminación. Además según los resultados mostrados, en general a mayor intensidad de tratamiento,

mayor es la concentración precisamente porque más materia de otro tipo se elimina. Tungtakanpoung (2007) por su lado, obtuvo que las fracciones de residuo con menor tamaño tienen mayores concentraciones de metales.

Tabla 2.3. Recopilación de la concentración de metales contenidos en los residuos TMB aeróbico (mg/kg).

Autor	Duración tratamiento	Tamaño máximo (mm)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Mn
Boni et al. (2006)	15 días	60	--	1.5	45.0	148.0	19.0	278.0	29.0	321.0	--
	90 días		--	1.6	74.0	211.0	0.8	270.0	37.0	620.0	--
Tungtakanpoung (2007)		10	233	1.7	24	143	1.1	90	--	--	221
	5 meses	10-40	132	0.9	35	121	0.31	141.4	--	--	136
		>40	49	--	--	33	--	13.3	--	--	109
		10	172	--	63	196	0.56	130.7	--	--	310
	9 meses	10-40	138	--	31	96	0.37	64.9	--	--	202
>40		30	--	13	96	0.46	36.1	--	--	68	
Van Praagh et al. (2009)	Sin tratamiento	25	--	1.4	708.8	472.2	--	288.5	330.6	586.9	--
	2 semanas		--	11.7	823.7	1848.2	--	401.5	441.9	915.7	--
	6 semanas		--	13.2	842.3	1232.36	--	281.2	458.2	1055.3	--
	9 semanas		--	11.7	847.1	697.9	--	336.3	467.0	1560.9	--
	Sin tratamiento*		--	0.8	843.2	158.6	--	193.0	347.3	1006.7	--
	24 semanas*		--	0.9	1007.3	342.0	--	197.4	413.5	595.4	--

*Residuos con distinta procedencia y distinto tratamiento

2.4. BIODEGRADACIÓN DEL RESIDUO

Los vertederos tradicionales representan un problema medioambiental debido a las emisiones contaminantes que producen los residuos que contienen. En los vertederos de residuos urbanos (RU) estas emisiones serán principalmente debidas a la degradación de la materia orgánica a lo largo del tiempo y suelen presentarse bien en forma de biogás, cuyos componentes principales son el metano y el dióxido de carbono, (compuestos tóxicos y explosivos con elevado poder de efecto invernadero); o bien en forma de lixiviado, fluido que se produce como consecuencia del arrastre y disolución de componentes orgánicos y otras sustancias, muchas veces tóxicas, en el agua que se infiltra a través de la masa de residuos.

Pero la degradación no es lineal en el tiempo una vez el material está en vertedero, por eso hasta el momento, las etapas de degradación del residuo se ajustaban al siguiente modelo:

-Fase I: En la fase de ajuste inicial los residuos sufren descomposición mientras se depositan en vertedero así como poco después. Como consecuencia del vertido, una cierta cantidad de aire se queda atrapada dentro de la masa de residuos haciendo esta fase principalmente aerobia. En ella los organismos que producen la degradación provienen de la cobertura y de algunos residuos.

-Fase II: En la fase de transición el oxígeno desciende y comienzan las condiciones anaeróbicas. Por lo tanto se producen transformaciones de tipo anóxico hasta eliminar el O_2 disponible.

Como consecuencia de las reacciones de estas dos primeras fases se registra un aumento de la temperatura (las reacciones aeróbicas son fuertemente exotérmicas) y cierta liberación de CO_2 , N_2 , SH_2 , así como de ácidos orgánicos que disminuyen el pH del lixiviado.

-La fase III, fase ácida, engloba los procesos de descomposición anteriores a la generación de metano. En esta fase, que coincide con la de hidrólisis, es en la que se transforman los compuestos con alto peso molecular (lípidos, proteínas, ácidos nucleicos) en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos. El gas en este periodo está compuesto principalmente por CO_2 aunque también se producen pequeñas cantidades de gas hidrógeno. Además el pH desciende aún más pudiéndose encontrar por debajo de 5, lo que aumenta la contaminación en el lixiviado. La demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la conductividad del lixiviado se incrementan significativamente

debido a la disolución de ácidos orgánicos en el lixiviado. Además son elevadas las concentraciones de amonio como consecuencia de la degradación, principalmente, de materiales proteínicos. También crece especialmente el contenido de metales pesados cuya solubilidad se ve favorecida en estas condiciones.

-Fase IV: En la fase metanogénica actúan otros microorganismos que son estrictamente anaerobios y que transforman, unos el ácido acético y otros el dióxido de carbono e hidrógeno presentes en el residuo en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) en proporciones similares. Como consecuencia el pH asciende a valores más neutros y se reducen las concentraciones de componentes orgánicos. Además con el aumento del pH, al contrario de lo que ocurría en la fase anterior, se reducirá la disolución de constituyentes inorgánicos y con ello la concentración de metales pesados. La fase metanogénica suele alcanzarse al cabo de unos dos años y dura varios años más, de tal forma que es la más larga.

-Fase V: Por último está la fase de maduración en la que la velocidad de generación de gas disminuye. Se siguen descomponiendo los materiales de degradación lenta y aparecen en el lixiviado los compuestos denominados recalcitrantes o húmicos.

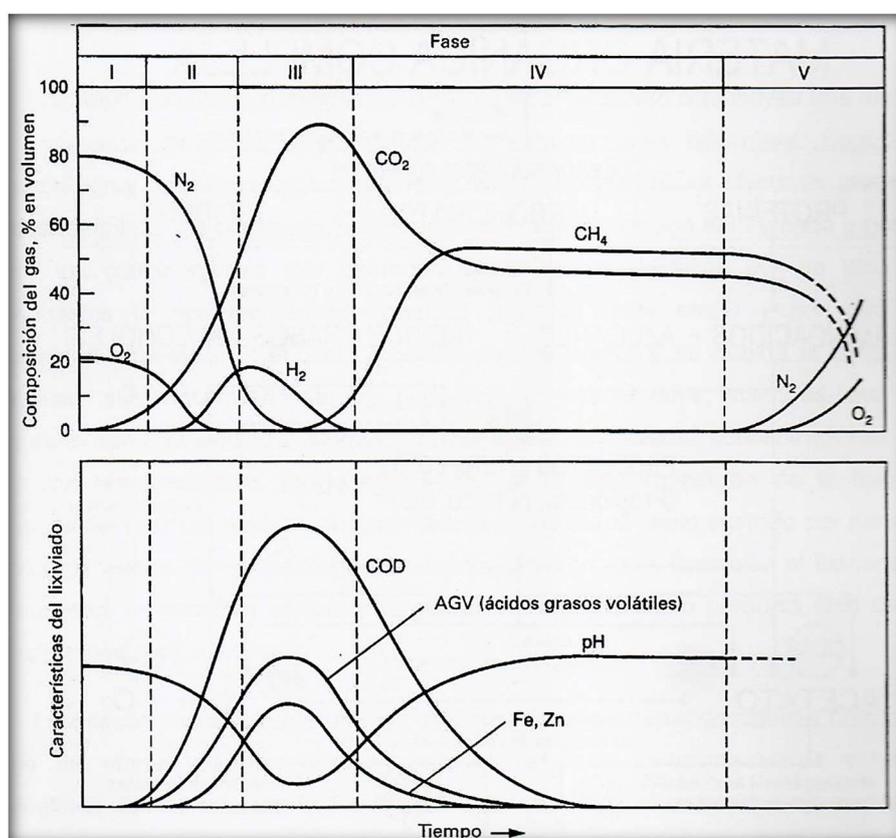


Figura 2.1. Esquema de la evolución del biogás y el lixiviado en las distintas fases de degradación del residuo convencional.

La duración de cada etapa dependerá del tipo de residuo, de la temperatura y la humedad (deben permitir el desarrollo de los microorganismos), pero además también del grado de compactación de los residuos y otros factores de explotación.

Cuantificación de la biodegradabilidad

Con el objetivo de cumplir con la normativa que regula la cantidad de residuos urbanos biodegradables que llegan a vertedero, en distintos países de la Unión Europea se limitan algunos parámetros relacionados con la cuantía de materia orgánica que estos poseen, tales como el TOC, o los sólidos volátiles, SV. Sin embargo, la medida del TOC o de los SV incluye el carbono no biodegradable, razón por la que se han ido creando distintas técnicas para determinar un indicador más fiable (Adani et al., 2001; Scaglia et al., 2010 o Mou et al., 2014).

No existe un método de medida estándar de la estabilidad biológica o biodegradabilidad de los residuos, por lo que cada país ha ido desarrollando por su cuenta diferentes procedimientos al respecto. De esta forma, los datos de esta variable publicados hasta el momento, surgen de distintas condiciones experimentales de humedad, trituración.... Lo que no permite la comparación entre unos y otros en muchas ocasiones.

Dos de los índices más utilizados son:

-Actividad respirométrica (AT): mide el consumo acumulado tras “n” horas, por unidad de materia seca ($\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ ST}$). Es un método estático en el que no se produce renovación de oxígeno (Binner y Zach, 1999). Habitualmente estos procedimientos duran 4 días. De hecho la normativa suiza y alemana establecen límite para este parámetro en este periodo: $\text{AT}_4 < 7 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ ST}$ (Binner, 2003). Sin embargo existen inhibidores que pueden retardar la acción de los microorganismos (se deben adaptar a las condiciones de los residuos) provocando que no se produzca un consumo real hasta después de unos 7 a 10 días (Binner y Zach, 1999).

- El parámetro más extendido para caracterizar el comportamiento del residuo ante los fenómenos de biodegradación es el potencial bioquímico de metano (PBM), que cuantifica la cantidad de metano a que puede dar lugar la unidad de masa del material por descomposición anaeróbica (Mou et al. 2014; Angelidaki et al, 2009). Este método tiene una variante en la que el residuo no fermenta sólo sino que se le inoculan microorganismos. El periodo de medida suele ser de 21 días a una temperatura constante. Si bien también en este caso se puede producir

retraso debido a los componentes tóxicos que contenga la muestra, por lo que algunos autores utilizan periodos más largos.

Van Praagh et al. (2009) llevan a cabo un seguimiento de los resultados de los índices AT_4 y PBM_{21} sobre dos residuos con distinta procedencia (Alemania y Suecia) y con tratamientos distintos. En el caso de los residuos alemanes, tras 9 semanas de tratamiento los resultados en la prueba de actividad de respiración AT_4 se reducen un 95% respecto a los no tratados, resultado algo mayor al que se obtiene para los residuos suecos en los que se reduce el índice un 90% tras 24 semanas de tratamiento. En la prueba de generación de gas solo se tienen medidas de la muestra de residuos alemanes, que tras 9 semanas de tratamiento se reducen un 97%.

Sin embargo, Ponsá et al. (2008) no obtienen reducciones en el índice PBM_{21} respecto a los resultados del material tratado mecánicamente en su trabajo si la fracción resto del residuo (existe recogida separada de la parte orgánica en el lugar del estudio) es sometida únicamente a compostaje. Por el contrario, el decremento respecto a este mismo índice para residuos no tratado es del 71% si la digestión es anaeróbica.

2.5. EMISIONES CONTAMINANTES

Respecto a uno convencional, en un vertedero de residuos tratados mecánicobiológicamente, se produce una alteración en las fases de degradación vistas en el capítulo anterior. El cambio más importante es que la fase no metanogénica se reduce, tal y como recogen numerosos autores en sus trabajos desde hace más de una década (ej. Hertig et al., 1993; Adani et al., 2001; Bockreis et al., 2003; Bockreis & Steinberg, 2005; Cappai et al., 2005; De Gioannis et al., 2009). Bockreis et al. (2003), lo atribuyen a que las fases I y II han sucedido ya durante el tratamiento biológico, y tras el vertido se producirán casi directamente las reacciones anaeróbicas. La reducción de estas fases depende nuevamente del grado de estabilización de los residuos y por tanto la cantidad de materia orgánica biodegradable que estos poseen, es decir, su biodegradabilidad. De Gioannis et al. (2009) cuantifican la disminución de la duración de la fase no metanogénica en un 67% y un 82% respecto a residuos no tratados, para material con tratamiento biológico aeróbico de 8 y 15 semanas respectivamente. Esta alteración, como se describe en las siguientes líneas, provoca una reducción generalizada de las emisiones contaminantes.

El conocimiento actual de las emisiones en los nuevos vertederos TMB se puede separar en dos áreas interrelacionadas: evaluación de la contaminación líquida y de las emisiones gaseosas.

2.5.1. Emisiones líquidas

La contaminación del lixiviado varía según la fase de descomposición. También es variable su generación. Por este motivo no es fácil prever la carga de contaminantes que este va a tener. Según el objetivo y otros elementos de tipo económico y burocrático, se utilizan distintos ensayos en laboratorio y campo para caracterizar el lixiviado de una masa de residuos. Básicamente los resultados que aquí se discuten y los que se obtendrán en los próximos capítulos se obtienen a través de tres tipos de ensayo:

-Ensayos de lixiviación según la norma UNE-EN 12457: De forma habitual se suele caracterizar el potencial contaminante de los residuos mediante una prueba de lixiviación que se ajusta a unos estándares. Consiste en analizar la contaminación del líquido que se extrae después de mantener en contacto una cierta cantidad de residuo con una cierta cantidad de líquido mientras se somete el conjunto a agitación. La norma tiene distintas variables según las cuales el residuo tendrá un tamaño u otro o se utilizará más líquido o menos. Una vez filtrado al eluato extraído de la muestra, este se somete a diferentes técnicas analíticas para obtener la concentración de los distintos parámetros contaminantes a una cierta relación líquido/sólido (L/S) fija y unas determinadas condiciones de ensayo. Este tipo de ensayo dura 24h. En el capítulo de metodología (3), se describe en detalle el test.

-Ensayos en lisímetro o columnas: Normalmente este tipo de ensayo se realiza en laboratorio y, en él, los residuos se vierten en reactores de simulación de tipo lisímetros (habitualmente en forma de columna) por los que se hace circular agua. El ensayo se lleva a cabo en un periodo de tiempo a lo largo del que se toman las muestras necesarias de lixiviado según la información que se quiera extraer a diferentes relaciones líquido/sólido. Sobre ellas se aplican las técnicas analíticas pertinentes. Este ensayo, al contrario que el anterior, permite simular en laboratorio algunas de las condiciones bajo las que se encontrarán los residuos una vez sean depositados en vertedero. Por ejemplo, se podrá modificar la compactación que el material tenga, las condiciones hidráulicas (saturado o no saturado)... La mayoría de estudios (ej. Fellner et al., 2009; Cossu y Lai, 2012) no se ajustan a ninguna normativa, por lo que difiere el tamaño de columna utilizado, la tipología de residuo y su tamaño, así como otras condiciones del ensayo. Esto dificulta la comparación de unos trabajos con otros. Para que la comparación sea

posible, en Europa se utiliza el estándar CEN/TS 14405, un tipo muy concreto de ensayo de percolación que establece unas condiciones específicas a partir de las cuales extraer resultados. El ensayo en columna también se utiliza para estudiar el comportamiento hidráulico del agua a través de los residuos (ej. Woodman et al., 2015). Ambos tipos de ensayos tienen una duración en el tiempo determinada (se extienden varias semanas), pero se ven habitualmente complementados con modelización que permite conocer características a largo plazo.

-Ensayos in situ: En este tipo de experiencias se recogen muestras de lixiviado en el propio vertedero de toda la masa de residuos o de diferentes puntos de muestreo repartidos por el mismo (ej. Tatsi y Zouboulis, 2002; Tojo et al., 2012). Se deben tomar medidas con frecuencia durante un periodo de tiempo prolongado para obtener un estudio que caracterice el lixiviado en diferentes condiciones meteorológicas y grados de descomposición. Como no es posible alargar las medidas en el tiempo lo suficiente como para conocer las características del lixiviado a largo plazo, también se utiliza la modelización como método complementario en este caso.

2.5.1.1. Contaminación del lixiviado

Carga orgánica

Todos los autores estudiados coinciden en que la carga orgánica de los lixiviados disminuye considerablemente tras la aplicación del tratamiento mecánico-biológico. Esto se debe a que, la fase acidogénica en el proceso de degradación de los residuos disminuye considerablemente o desaparece, produciéndose rápidamente lixiviados similares a los de los vertederos de RU convencionales en fase metanogénica, que presentan concentraciones mucho menores (Chang, 1993; Raninger et al., 1999; Bone et al., 2003, Sormunen et al., 2008).

A continuación algunos resultados de los distintos tipos de ensayo.

Ensayo lixiviación

El análisis del potencial contaminante de los residuos mediante una prueba de lixiviación proporciona, entre otros, los valores de COT, DQO y DBO₅ para residuos TMB que se muestran en la Tabla 2.4. para distintos autores. Según la duración del tratamiento se alcanzan reducciones entre el 75 y 85% según el parámetro.

Tabla 2.4. Recopilación de las medidas de COT, DQO y DBO₅ en el ensayo de lixiviación de residuo TMB aeróbico, en función de la duración del tratamiento.

Autor	Tratamiento	Duración	COT (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)
Zacth et al. (2000)	Sin tratamiento		4200	10500	6700
	Hilera autoaireada + hilera pasiva	2 semanas	3100	7300	3100
		5 semanas	1800	6100	800
		7 semanas	880	3100	800
		9 semanas	730	2700	490
		15 semanas	670	4000	340
		20 semanas	850	2600	180
Münnich et al. (2006)	Hilera autoaireada	3 meses	634	1944	422
		6 meses	194	561	6
		9 meses	150	439	<3
		12 meses	82	243	12
Griffith y Trois. (2006)	Sin tratamiento		3181	13090	2272
	Aireación pasiva	8 semanas	831	2850	443

A partir de la tabla 2.4. se construyen una serie de gráficas (Fig. 2.1.) que muestran el comportamiento de cada una de estas tres variables.

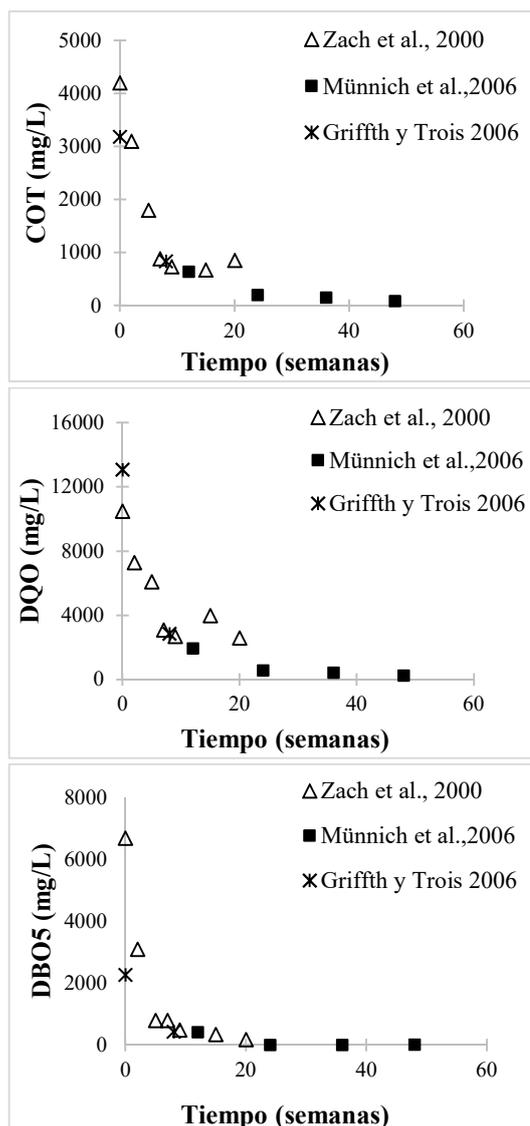


Figura 2.2. Evolución del COT, la DQO y la DBO₅ en el ensayo de lixiviación en función de la duración del tratamiento para tres tipos de estabilización aeróbica.

La reducción tanto del carbono orgánico total (COT), como de la DQO y la DBO₅, no es lineal, sino que sigue una curva de forma exponencial con el tiempo de tratamiento que, en los casos analizados (Fig. 2.2.), no depende del tipo de estabilización seleccionada. Si bien hasta las 10 semanas de tratamiento la reducción es en todos los casos mayor al 85 %, a partir de este punto la disminución es más lenta.

Ensayos en columnas

Los autores suelen presentar los resultados del análisis en forma de curvas de concentración frente al tiempo para residuos tratados y para residuos no tratados. A partir de las curvas obtenidas por algunos autores, se han obtenido los valores de concentración para ambos tipos de residuos después de 180 días del comienzo

del ensayo, y a partir de estos valores se determinan los porcentajes de reducción del DQO, DBO₅ o TOC que se reflejan en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5. Porcentajes de reducción de la concentración de DQO (DQOs), DBO₅ y/o COT en los lixiviados de residuos TMB respecto a los residuos sin tratar.

Autor	Parámetro	Reducción (%)	Concentración (mg L ⁻¹)
Hertig et al. (1993)	DQO	94	3000
	COT	90	900
Rieger y Bidlingmaier, (1995)*	COT	95	800
Münnich et al. (2006)	DQO	99	500
Sormunen et al. (2008)*	DQO	98	2000
Gunawartda et al. (2009)**	DBO ₅	98	4000
Siddiqui et al. (2009)	DQO	98	600
	COT	96	650

*Reducción de la concentración de residuos TMB respecto a residuos tratados mecánicamente.

**Reducción medida a partir de la concentración acumulada en vez de a partir de la concentración media.

Las reducciones determinadas presentan valores muy elevados en todos los casos, lo que refleja la importante pérdida de carga orgánica que se produce con el pretratamiento mecánico biológico.

Además, se comprueba a través de trabajos como el de Bone et al. (2003) en columnas, que la duración del tratamiento también afectan en este caso a las concentraciones de carga orgánica en el lixiviado.

Información de campo

Como muestra la tabla 2.6., los residuos tratados, en su fase inicial tras el vertido, producen valores de DQO y DBO₅ mucho menores (entre 2000-3000 mg L⁻¹ y 110-50 mg L⁻¹ respectivamente) que los que se encuentran en vertederos de RU convencionales de menos de dos años y más parecidos, sobre todo en el caso de la DBO₅, a los que aparecen en vertederos RU convencionales cuando han transcurrido más de 10 años (periodo en el que la fase acidogénica normalmente ya ha terminado).

Tabla 2.6. Comparación entre la de DQO y la DBO₅ de lixiviados de residuos TMB y de lixiviados de residuos urbanos sin tratar en vertedero.

Tipo de vertedero	TMB	TMB	RU convencionales	Vertedero RU convencionales
	Compostaje bajo-medio*	Compostaje alto*	Menos de 2 años después de vertido**	Más de 10 años después de vertido**
pH	8	7.5	6	7.1
DQO (mg L ⁻¹)	3000	2000	18000	300
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	110	50	10000	150

*Valores típicos para la fase inicial (Bone et al., 2003).

**Valores medios tomados de la bibliografía (Tchobanoglous et al., 1993).

DQO recalcitrante

Aunque en los residuos estabilizados se produzca un decremento tanto en la concentración de la DQO como de la DBO₅, los valores de la demanda química son mayores que los de la demanda biológica. Esto indica que existe una concentración importante de DQO recalcitrante, es decir, DQO no biodegradable fácilmente por procesos aeróbicos o anaeróbicos. Así, los niveles de DQO recalcitrante son típicamente en estos lixiviados tan elevados, a menudo incluso más, que los que se encuentran en los lixiviados metanogénicos de residuos convencionales (Bone et al., 2003).

Similares conclusiones obtuvieron hace ya más de una década Von Felde y Doedens (1999) midiendo valores de la relación DQO/DBO₅ que, en la fase inicial de vertido, eran del orden de 20/2 en pruebas de laboratorio y de 150/20 en pruebas en vertedero, cuantías similares e incluso superiores a las medidas para residuos no tratados en fase metanogénica (20/15).

A modo de ejemplo se comparan los resultados anteriores para la relación DQO/DBO₅, con los que se tienen a partir de los valores de DQO y DBO₅ del trabajo de Robinson et al. (2005) (Tabla 2.7.):

Tabla 2.7. Valores de DQO, DBO₅ y DQO/DBO₅ para residuos no tratados y para residuos compostados (Robinson et al., 2005).

Tratamiento	Sin tratamiento		Compostaje intenso	
	Acidogénica	Metanogénica	Inicial	Tardía
DQO	150000	10000	2000	1500
DBO₅	100000	4000	50	30
DQO/DBO₅	1.5	2.5	40	50

De nuevo relaciones DQO/DBO₅ que se encuentran, ya en la fase inicial, por encima de las que se tiene en lixiviados de residuos no tratados en fase metanogénica.

Metales y trazas de compuestos orgánicos

El efecto del TMB sobre otros contaminantes no es aun suficientemente conocido. Por un lado Bone et al. (2003) y Robinson et al. (2005) en publicaciones que se basan en los mismos datos experimentales, introducen medidas de un buen número de metales para los que obtienen distintos resultados: mientras que para algunos metales la concentración disminuye, para otros como el manganeso, calcio, hierro o cinc no existen diferencias respecto a residuos urbanos convencionales. Por su parte Münnich et al. (2005), a través de un ensayo de lixiviación, presentan una reducción en la carga de la mayoría de metales pesados en el lixiviado de los residuos a partir del TMB, siendo especialmente relevante la disminución en las concentraciones de hierro y calcio, ya que conllevan un descenso de los problemas de obstrucción (clogging) en los sistemas de recolección de lixiviado (Chang, 1993).

Quizá por el hecho de que la cantidad de metales presente en el residuo tratado es mayor a la del no tratado, tal y como se vio en el apartado 2.3.2.2., la contaminación del agua dependerá de la disponibilidad del contaminante para lixiviar. Pantini et al. (2015) presentan en su trabajo un efecto de complejación de la materia orgánica que favorece la evolución conjunta de la concentración de algunos metales con la de los contaminantes orgánicos.

En cuanto a la presencia en el lixiviado de trazas de compuestos orgánicos potencialmente dañinas en vertederos de residuos TMB, existen pocos datos disponibles pues, en la mayoría de los casos, las concentraciones son tan pequeñas que los aparatos de medida no las detectan (Bone et al., 2003). En aquellas que se logran medir, como por ejemplo para los compuestos orgánicos halogenados (AOX), se observa una reducción de la concentración tras el tratamiento biológico, siendo esta reducción mayor cuanto más eficiente sea el proceso de compostaje

tal y como afirman en Bone et al. (2003) y como se deduce de las medidas que obtienen Münnich et al. (2005).

Contenido de nitrógeno

El nitrógeno es otro de los mayores constituyentes del lixiviado de residuos urbanos. Dentro de la familia de este tipo de compuestos el nitrógeno amoniacal es la forma más común.

Cuando los residuos son sometidos a pretratamiento mecánico-biológico, el nitrógeno total del lixiviado que estos producen disminuye de forma notable, llegando incluso a ser un 90% inferior al contenido en residuos no tratados (Leikman y Stegmann, 1999). Una reducción similar se obtiene cuando se comparan los resultados del nitrógeno que contiene el lixiviado de residuos tratados mecánicamente y el lixiviado de estos residuos si posteriormente se someten a compostaje (Sormunen et al., 2008): la concentración de nitrógeno en el lixiviado de los residuos tratados mecánicamente es de 2500mg L^{-1} y en el lixiviado de los residuos TMB de 250mg L^{-1} . Basándose en este resultado se podría afirmar que la mayor parte de la disminución del nitrógeno total se debe al tratamiento biológico. Estos resultados junto a los de otros autores (Cappai et al., 2005, De Gioannis y Muntoni, 2007) indican reducciones similares a los de los compuestos de carbono.

En principio, el tratamiento mecánico-biológico se ha presentado como un método muy eficiente en la reducción del nitrógeno amoniacal (Bone et al., 2003; Cappai et al., 2005; Griffith y Trois, 2006; Münnich et al., 2006). Según Bone et al. (2003) las concentraciones de este compuesto y del nitrógeno Kjeldahl (nitrógeno amoniacal más nitrógeno orgánico) pueden llegar a ser significativamente inferiores a las concentraciones que se encuentran en los vertederos de RSU convencionales, pero la magnitud de esta disminución es variable y depende del tiempo (De Gioannis y Muntoni, 2007) y del tipo de pretratamiento (Tabla 2.8.). Tal y como muestran Cappai et al. (2005) y De Gioannis y Muntoni (2007), la prolongación del proceso más allá de 8 semanas no parece producir una disminución de nitrógeno amoniacal proporcional a la extensión del tratamiento: si se compara con los RSU sin tratar, la reducción es del 64% si el proceso biológico aeróbico tiene una duración de 8 semanas y del 77% si es de 15 semanas. Sin embargo, se necesitan más investigaciones para conocer qué ocurre con las sustancias nitrogenadas, ya que recientemente otros autores como Salati et al. (2013) han medido concentraciones de amonio en los lixiviados que se mantienen altas durante un periodo de tiempo largo.

Tabla 2.8. Concentración de nitrógeno amoniacal para distintos tipos y periodos de TMB.

Autor	Tipo de Tratamiento	Duración del tratamiento	NH ₄ -N (mg L ⁻¹)
Bone et al. (2003)	Sin tratamiento		4024
	Hilera pasiva	12 semanas	195
	Hilera pasiva	30 semanas	1130
	Hilera con volteo	25 semanas	286
	Hilera con volteo	8semanas	197
	Contenedor	16 semanas	34.2
	Contenedor+hilera	2+30 semanas	1.8
Münnich et al. (2006)	Hilera autoaireada	3 meses	13.8
		6 meses	2.8
		9 meses	2.1
		12 meses	1.8
Griffith y Trois (2006)	Sin tratamiento	8 semanas	61.17
	Aireación pasiva		13.56

Además, hasta hace unos diez años, los autores que analizaban el comportamiento del nitrógeno amoniacal no lograban comprender las transformaciones bioquímicas que tenían lugar y que desencadenaban las reducciones (Bone et al., 2003). Cappai et al. (2005) determinaron que la producción de nitritos y nitratos es insignificante durante el tratamiento previo y que por lo tanto la nitrificación no es un factor determinante del bajo contenido en nitrógeno amoniacal en el lixiviado. La explicación se podría encontrar en la evolución del nitrógeno orgánico y, en particular de su fracción húmica. El aumento de esta fracción podría indicar que el nitrógeno amoniacal se transforma en nitrógeno húmico. De Gioannis y Muntoni (2007) lo confirman en su trabajo, y añaden que los procesos involucrados en la reducción del nitrógeno amoniacal son otros, por lo que además de la transformación a nitrógeno húmico o refractario, difícilmente transformable, el nitrógeno amoniacal se volatilizaría durante el proceso de estabilización, lo que realmente provocaría la disminución del nitrógeno total.

Según los propios De Gioannis y Muntoni (2007), el contenido máximo de nitrógeno orgánico refractario en los residuos se alcanza tras 60 días de tratamiento aeróbico, por tanto, la duración mínima del tratamiento debería ser de unas 10 semanas con el objetivo de optimizar la reducción del nitrógeno amoniacal, duración que coincide con la propuesto anteriormente para reducir la carga orgánica.

2.5.1.2. Generación de lixiviado

La cantidad de lixiviado que se genere va a depender principalmente del agua que se infiltre, pero también de otras condiciones como de la cantidad de humedad que estos tengan inicialmente o de la que se consume en las reacciones durante la degradación.

El aumento de la densidad de los residuos pretratados puede llevar a pensar que en los nuevos vertederos se va a generar una cantidad menor de lixiviados, ya que el fluido encontrará una mayor resistencia al paso. Sin embargo esta afirmación, basándose en los resultados de los autores analizados, no esta tan clara.

Pocos trabajos se centran en el análisis de las cantidades de lixiviados; la mayoría lo hacen en su calidad. Münnich et al. (2005) y (2009) afirman que la generación de lixiviados se reduce, pero no presentan resultados concretos, sino que lo deducen a partir de los resultados obtenidos en otras variables (ej. alta densidad en campo, baja permeabilidad, aumento de la escorrentía superficial), que influyen en la generación.

Si se analizan datos experimentales los resultados no son claros. Mientras que por un lado Gunawardana et al. (2009) obtienen que el lixiviado acumulado de Julio de 2003 a Noviembre de 2005, en un vertedero de Sri Lanka, es mayor en residuos tratados biológicamente que en residuos no tratados. Este resultado coincide con el de Kuehle-Weidemeier y Doedens (2003) que afirman que a pesar de la baja permeabilidad de los residuos la cantidad de lixiviado que obtienen es más alta. Por el contrario Felske et al. (2003) en su experiencia alcanzan un valor de lixiviado acumulado respecto a la lluvia recogida del 31%, valor que entra dentro del rango inferior de los valores que presentan los residuos urbanos convencionales.

La producción de lixiviados parece depender más así, del lugar y otras características locales que del hecho de que el residuo haya sido tratado o no. Por ejemplo, al depender de la cantidad de agua que se infiltre dependerá del tipo de eventos de precipitación del lugar, ya que mientras las lluvias fuertes ocasionan flujo de agua superficial, las lluvias de poca intensidad, aunque sean de larga duración en el tiempo, se pueden infiltrar en su totalidad si no se supera la tasa de infiltración (Münnich et al., 2003; Ziehmman et al., 2003).

2.5.2. Emisiones gaseosas

El pretratamiento de la fracción biodegradable de los residuos sólidos urbanos se presenta como un método para la reducción de las emisiones gaseosas (Donovan et al., 2010).

La disminución depende de la duración del tratamiento biológico al que es sometido el material (Pan y Voulvoulis, 2007). De Gioannis et al. (2009) observaron que, para un tratamiento aeróbico con aireación forzada de 8 semanas, la reducción en la generación de gas es de un 80% mientras que para un tratamiento aeróbico de 15 semanas esta es del 91%. En un sistema de compostaje que combina aireación forzada durante 2-3 semanas, se pueden necesitar hasta 6-14 meses en pilas al aire libre para conseguir una reducción de la producción del 80% (Sormunen et al., 2008) equiparable a la anterior. Por su parte Lornage et al. (2007) alcanzaron un descenso del 95% tras 25 semanas de estabilización aeróbica con aireación forzada.

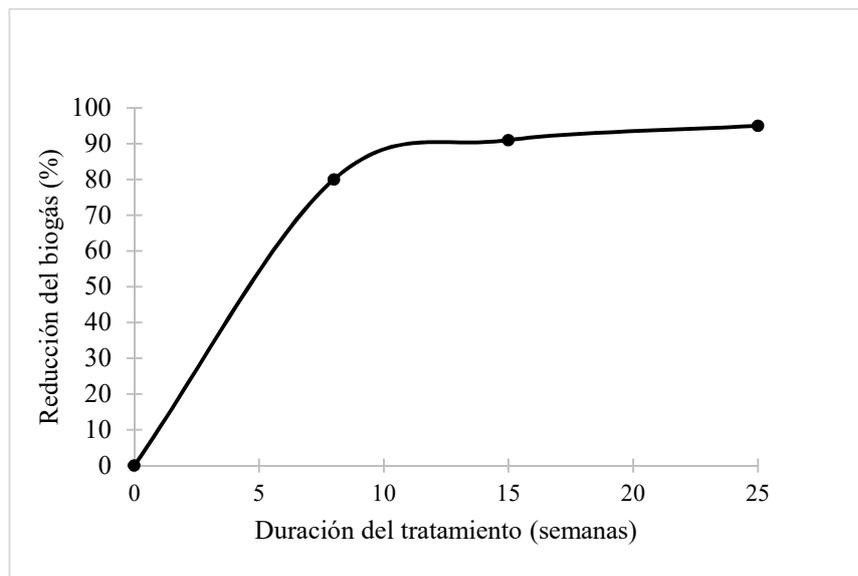


Figura 2.3. Reducción de la producción de biogás en función de la duración del tratamiento aeróbico de aireación forzada utilizado (datos: Lornage et al., 2007 y Gioannis et al. 2009).

Estos datos confirman que la reducción no es lineal con el tiempo de tratamiento. Como se observa en la figura 2.3. en sistemas de aireación forzada no se lograrían reducciones significativas a partir de las 8 semanas de tratamiento. Además algunos autores sugieren que si la etapa biológica es aeróbica, esta debería durar aproximadamente 4 semanas, ya que un tratamiento más prolongado disminuye la cantidad de gas recuperable en vertedero aumentando el impacto ambiental global del tratamiento (Di Maria et al., 2013).

2.5.2.1. Velocidad de producción de biogás

En residuos pretratados las velocidades de producción de gas cambian. Mientras que algunos autores, como Heyer et al. (2013), proponen la representación de su evolución como un modelo de tres fases (degradación lenta, intermedia y rápida), para otros autores (Cappai et al., 2005, De Gioannis et al., 2009 o Di Maria et al.,

2013) el proceso, al igual que ocurre con los residuos urbanos convencionales, se sigue aproximando bien a uno de dos etapas con cinéticas de primer orden. Cappai et al. (2005) encontraron que los valores de la constante cinética de la primera etapa se reducen con el tratamiento biológico, variando de en torno a los 0.0803 años⁻¹ de los residuos con tratamiento de 8 semanas y los 0.0773 años⁻¹ de los residuos con tratamiento de 15 semanas. Según los mismos autores los valores obtenidos para esta etapa son similares a los asociados a residuos convencionales analizados por Ehrig (1996). Los valores de la constante de la segunda etapa se encuentran en torno a 0.035 años⁻¹, similares resultados obtiene Cappai et al. (2005) para distintos tiempos de tratamiento, ya que, para una duración del proceso biológico de 8 semanas, el valor de la constante cinética es de 0.0348 años⁻¹ y cuando éste es de 15 semanas de 0.0347 años⁻¹. Según estos datos el valor de la constante cinética de la segunda etapa es independiente del tiempo de tratamiento. Además ambos trabajos (De Gioannis et al., 2009 y Cappai et al., 2005) coinciden en que es similar a la de la fracción lentamente biodegradable de los RU.

Por lo tanto, como resultado de que el material biodegradable está más descompuesto debido a la etapa biológica, la generación de metano se acelera, produciéndose una reducción de la fase metanogénica. La curva de producción de biogás comienza antes y alcanza antes su máximo en los residuos pretratados. De esta forma, si se mide el gas acumulado en un corto periodo de tiempo se puede encontrar que es mayor en el caso de los residuos tratados mecánico-biológicamente, tal y como le ocurría a Adani et al., (2001), quienes obtuvieron en su experiencia que la producción de biogás de las muestras tratadas era el doble que la producción de las no tratadas.

2.5.2.2. Composición del gas

La composición del biogás emitido en un vertedero depende a su vez de la composición de la materia orgánica que se biodegrada. Generalmente se establece que para residuos urbanos no tratados la relación metano/dióxido de carbono en la fase metanogénica es de 60/40.

Sin embargo, la composición del biogás que emiten los residuos TMB no está clara: los resultados difieren de unos trabajos a otros. Mientras que Wagner et al. (2007) recogen en su trabajo que la proporción metano/dióxido de carbono se invierte respecto a los residuos no tratados, obteniendo relaciones 40/60 y 24/73, otros autores como Bockreis et al. (2003) y Bockreis y Steinberg (2005) establecen que la proporción del conjunto metano/dióxido de carbono disminuye, hasta estabilizarse en gran parte de los distintos residuos TMB en valores del 40 % y 10

% respectivamente, estando el resto del gas formado por nitrógeno. Por su parte, estudios como el de Felske et al. (2003) o Kuehle-Weidemeier y Doedens (2003) aportan medidas distintas y recogen respectivamente, que la composición del gas es similar a la que se produce en vertederos convencionales.

Más recientemente han comenzado los estudios de otro gas, el óxido nitroso (N_2O), cuya importancia reside en la producción de efecto invernadero. En los vertederos de material TMB hay una importante producción de este gas asociada con la nitrificación, que comienza con la entrada de oxígeno cuando se vierte el residuo (Harborth et al., 2013).

2.6. ASENTAMIENTOS

Los asentamientos son fenómenos geotécnicos que tienen lugar en vertedero y que se producen por pérdidas de masa y variaciones de las características de los residuos debidos a la descomposición y los esfuerzos mecánicos que estos sufren.

En un vertedero los asentamientos se originan principalmente por la acción sobre los residuos de los siguientes mecanismos (Edil et al., 1990):

- Mecánica: por distorsión, flexión, trituración y reorientación.
- Movimiento de la materia fina hacia los huecos vacíos.
- Cambios fisicoquímicos: corrosión, oxidación y combustión.
- Descomposición bioquímica: fermentación y descomposición.

Los asentamientos que se producen inmediatamente después del vertido suele ser debidos a causas mecánicas. Los asentamientos a largo plazo, también llamados asentamientos secundarios, se deben principalmente a la degradación de los residuos dentro del vertedero como consecuencia de los mecanismos de descomposición fisicoquímicos y bioquímicos (Sowers, 1973).

Según Scheelhaase et al. (2001), en los residuos TMB se ocasiona un asentamiento máximo menor que en los residuos convencionales. Esto es debido a que los fenómenos que provocan gran parte de dichos asentamientos se ven afectados de forma directa por el aumento en la densidad de los residuos que provoca el tratamiento. Pero además, en este tipo de residuos, los procesos de degradación biológica tras el vertido son menos importantes, de modo que los asentamientos secundarios también se reducen.

Se puede estimar, a partir de las gráficas de resultados que presentan Rieger y Bidlingmaier (1995), que la disminución aproximada de los asentamientos para residuos TMB (compostaje en hilera abierta durante 4 meses) respecto a residuos con tratamiento únicamente mecánico es del 50%.

El tiempo de tratamiento afecta a la magnitud del asentamiento. Según las medidas de Boni et al. (2006), mientras que en los residuos estabilizados (tratamiento biológico de 90 días) a los 200 días, cuando se encuentran prácticamente consolidados, se ha producido un asentamiento acumulado de unos 20mm, los residuos semiestabilizados (tratamiento biológico de 15 días) tras 500 días acumulan un asentamiento de 90mm.

Boni et al. (2006) establecen además una correlación entre los parámetros bioquímicos de los lixiviados y el comportamiento mecánico de los residuos, de modo que la relación pH-asentamientos es la siguiente: la primera fase de asentamiento, la mecánica, se corresponde con la fase ácida (pH bajos); el aumento del pH es un indicativo de que comienza la fase metanogénica, la cual conlleva un consumo más rápido de la materia orgánica que provoca un aumento del asentamiento en los residuos TMB. Si se tiene en cuenta que la fase metanogénica sobreviene antes en los residuos TMB que en los residuos convencionales, los asentamientos concluirán antes si se ha vertido material pretratado. Se puede comprobar que esto es lo que ocurre en la experiencia de Rieger y Bidlingmaier (1995): mientras que en los residuos tratados mecánico-biológicamente los asentamientos se han estabilizado para la semana 12 de ensayo, para los residuos con tratamiento mecánico únicamente, esta es prácticamente la semana en la que empiezan los asentamientos secundarios.

Los asentamientos también se ven afectados por la humedad de la masa de residuos y por el contenido en partículas finas. Cuanto mayor sea el nivel de saturación inicial se producirán mayores fuerzas intersticiales y mayor resistencia del material, lo que retardará el asentamiento. De esta forma ocurre que en el trabajo de Boni et al. (2006) a pesar de que los residuos completamente estabilizados (tratamiento biológico de 90 días) consiguen consolidarse antes, los asentamientos comienzan más tarde que en aquellos semiestabilizados (tratamiento biológico de 15 días) y la razón se encuentra en que estos últimos contienen una menor humedad inicial y son más finos.

2.7. CONCLUSIONES

Tras analizar más de cincuenta publicaciones sobre las propiedades de los residuos TMB, dada la heterogeneidad y distinta naturaleza de estos materiales, como en otros residuos, es difícil extraer conclusiones generales válidas para todos los casos. Más aún en este caso, en el que también puede variar el tipo de tratamiento, su modo de aplicación (tecnología aplicada) y duración.

A pesar de ello, de los trabajos consultados se concluye que el tratamiento mecánico-biológico de los residuos urbanos produce los siguientes efectos:

Disminución del tamaño por debajo de los 60 mm y aumento de la homogeneidad debido al propio tratamiento, lo que conlleva un aumento de la densidad de vertido y una reducción del volumen y los asentamientos.

Reducción tanto de los sólidos volátiles como del carbono orgánico total presente en los residuos, que indica una reducción de la materia orgánica de los mismos. Aumento del contenido de metales en el material como consecuencia de la reducción de otros componentes orgánicos.

La tendencia de parámetros de medida de la biodegradabilidad, como el PBM, deben seguir siendo estudiados para definir rangos para los residuos TMB.

Efectos del TMB en el biogás:

El potencial de generación de gas disminuye hasta ser menor de un 10% del de los RU no tratados.

Las fases no metanogénicas se reducen, con lo que la generación de gas comienza antes y también alcanza antes su máximo.

La mayoría de los autores coinciden en que la evolución del gas se sigue ajustando a un modelo de dos etapas.

Se necesita más investigación acerca de la composición del gas, ya que varios autores obtienen resultados muy distintos.

Efectos del TMB en el lixiviado:

Se encuentran similares características, en etapas tempranas, que aquellas medidas para los RU convencionales ya degradados (en etapas maduras): las concentraciones de componentes orgánicos se pueden llegar a reducir más de un 90% y el pH es básico.

La DQO recalcitrante es una excepción obteniéndose relaciones DQO/DBO5 altas.

Son necesarias más investigaciones para obtener conclusiones sobre el volumen de lixiviado que se genera, así como sobre la concentración de nitrógeno amoniacal y otros compuestos.

En general, existen un mayor número de estudios sobre residuos con etapa aeróbica, lo que permite concluir que, la mayor disminución de la biodegradabilidad del residuo TMB (y el potencial contaminante del biogás y lixiviado), se produce en las primeras 8 - 10 primeras semanas para este tipo de tratamiento.

2.8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adani, F.; Calcaterra, E. y Malagutti, L. (2001). "Preparation of a test for estimating biogas production from pretreated urban waste". Actas del Congreso *Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2001.

Angelidaki, I.; Alves, M.; Bolzonella, D.; Borzacconi, L.; Campos, J.L.; Guwy, A.J.; Kalyuzhnyi, S.; Jenicek, P. y van Lier, J.B. (2009). "Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays". *Water Science & Technology*, vol. 59 (5), pags. 927-934.

Binner, E. y Zach, A. (1999). "Biological reactivity of residual wastes and dependence on the duration of pretreatment". *Waste Management and Research*, vol. 17 (6), pags. 543-555.

Binner, E. (2003) "Assessment of MBP waste misinterpretations of respiration activity". Actas del Congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

Bockreis, A. y Steinberg, I. (2005). "Influence of mechanical-biological waste pre-treatment methods on the gas formation in landfills". *Waste Management*, vol. 25 (4), pags. 337-343.

Bockreis, A.; Steinberg, I.; Rohde, C. y Pager, J. (2003). "Gaseous emissions of mechanically biologically pre-treated waste from longterm experiments". Actas del Congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

Bone, B. D., Knox, K.; Picken, A. y Robinson, H.D. (2003). "The Effect of Mechanical and Biological Pretreatment on Landfill Leachate Quality". Actas del Congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. Italia, Octubre de 2003.

Boni, M. R.; Chiavola, A. y Sbaffoni, S. (2006). "Pretreated waste landfilling: Relation between leachate characteristics and mechanical behaviour". *Waste Management*, vol. 26 (10), pags. 1156-1165.

- Buivid, M. G.; Wise, D. L.; Blanchet, M. J.; Remedios, E. C.; Jenkins, B. M.; Boyd, W. F. y Pacey, J. G. (1981). "Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste". *Resources and conservation*, vol. 6, pags. 3-20.
- Cappai, G.; Carucci, A.; De Gioannis, G. y Muntoni, A. (2005). "Further investigations on MBP and relative implications". Actas del Congreso *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2005.
- Chang, L. (1993). "Investigation on Landfilling of MSW Pretreated with Different Processes". Actas del Congreso *Sardinia 1993, Fourth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 1993.
- Cossu, R. y Lai, T. (2012). "Washing of waste prior to landfilling". *Waste Management*, vol. 32, pags 869-878.
- De Gioannis, G.; Muntoni, A.; Cappai, G. y Milia, S. (2009). "Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants". *Waste Management*, vol. 29 (3), pags. 1026-1034.
- De Gioannis, G. y Muntoni, (2007). "Dynamic transformations of nitrogen during mechanical-biological pre-treatment of municipal solid waste". *Waste Management*, vol. 27 (11), pags. 1479–1485.
- Di Lonardo, M.C.; Lombardi, F. y Gavasci, R. (2012). "Characterization of MBT plants input and outputs: a review". *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 11, pags. 353-363.
- Di Maria, F.; Sordi, A. y Micale, C. (2013). "Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically-biologically pretreated waste in a landfill with energy recovery". *Waste Management*, vol. 33, pags. 2557–2567.
- 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*, vol. 408, pags. 1979–1984.
- EcoEnergy – Environment & Energy (2007). "MBT for a sustainable development-Vision 2020". Actas del *2o International Symposium MBT*, Hanover, Mayo de 2007.
- Edil, T.B.; Ranguette, V. J. y Wuelher, W. W. (1990). "Settlement of municipal Refuse". *Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice*, ASTM STP 1070. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.
- Entenmann, W. y Wendt, P. (2007). "Placement and compaction of treated municipal solid waste in modern landfills results of geotechnical and hydraulic

tests and monitoring”. Actas del congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.

Fellner, J.; Döberl, G.; Allgaier, G. y Brunner, P.H. (2009). “Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions”. *Waste management*, vol. 29, pags. 1844–1851.

Felske, C.; Kraft, E.; Ustohalova, V.; Widman, R.; Widmann, R. y Bidlingmaier, W. (2003). “Experimental analysis of the large scale behavior of MBP waste - new results for the design of future landfills”. Actas del Congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

Fernando, S.; Powrie, W.; Watson, G. y Richards, D. J. (2009). “The impact of the reinforcing content on the shear strength of mechanically biologically treated waste”. Actas del Congreso *Third International Workshop: Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Braunschweig, Alemania, Marzo de 2009.

Fucale, F. P.; Juca, J. F. T.; Münnich, K. y Bauer, J. (2007). “Study of the mechanical behaviour of MBT-waste”. Actas del Congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.

Gallardo, A.; Colomer, F.J.; Edo, N. y Sánchez, I. (2014). “Estudio de la situación actual de las plantas de tratamiento mecánico-biológico en España”. *Congreso nacional del medio ambiente (CONAMA)*, 2014.

Griffith, M. y Trois, C. (2006). “Long-Term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality”. *Water S. A.*, vol. 32 (3), pags. 307-313.

Gunawardana, E. G. W.; Shimada, S.; Basnayake, B. F. A. e Iwata, T. (2009). “Influence of biological pre-treatment of municipal solid waste on landfill behaviour in Sri Lanka”. *Waste Management & Research*, vol. 27, pags. 456-462.

Harborth, P.; Fuß, R.; Münnich, K.; Flessa, H. y Fricke, K. (2013). “Spatial variability of nitrous oxide and methane emissions from an MBT landfill in operation: Strong N₂O hotspots at the working face”. *Waste Management*, vol. 33, pags. 2099–2107.

Hertig, U.; Damiecki, R.; Hudel, K. y Schulze, O. (1993). “Investigation of the emission behaviour of various types of waste”. Actas del Congreso *Sardinia 1993, Fourth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 1993.

Heyer, K.U.; Hupe, K. y Stegmann, R. (2013). "Methane emissions from MBT landfills". *Waste Management*, vol. 33, pags. 1853–1860.

Kallassy, M.; Efremenko, B. y Champbel, M. (2008). "Waste processing: the status of mechanical and biological treatment". Veolia Environmental Services.

Kolsch, F. (1995). "Material values for some mechanical properties of domestic waste". Actas del Congreso *Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 1995.

Korz, D. (2005). "Status and trends of the residual waste treatment option in selected EU member states: Spain". Actas del congreso *The future of residual waste management in Europe*.

Kuehle-Weidemeier, M. y Doedens, H. (2003). "Landfilling and properties of MBP Waste". Actas del congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

Leikam, K., y Stegmann, R. (1999). "Influence of mechanical–biological pretreatment of municipal solid waste on landfill behaviour". *Waste Management & Research*, vol. 17 (6), pags. 424-429.

Lornage, R.; Redon, E.; Lagier, T.; Hebe, I. y Carre, J. (2007). "Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting". *Waste Management*, vol. 27 (12), pags. 1755–1764.

Mou, Z., Scheutz, C. y Kjeldsen, P. (2014). "Evaluating the biochemical methane potential (BMP) of low-organic waste at Danish landfills". *Waste Management*, vol. 34, pags. 2251–2259.

Münnich, K.; Bauer, J. y Fricke, K. (2007a). "Investigations of Pore Water Pressures in MBT Waste Material". Actas del congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.

Münnich, K.; Bauer, J. y Fricke, K. (2007b). "Hydraulic properties of MBT materials". Actas del Congreso *Second International Workshop: Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Southampton, Inglaterra, Abril de 2007.

Münnich, K.; Mahler, C. F. y Fricke, K. (2006). "Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil". *Waste Management*, vol. 26 (2), pags. 150-157.

Münnich, K.; Bauer, J. y Fricke, K. (2005). "Investigation on relationship between vertical and horizontal permeabilities of MBT wastes". Actas del *Congreso Sardinia*

2005, *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2005.

Münnich, K.; Ziehmann, G. y Fricke, K. (2003). "Hydraulic behaviour of mechanical biological pretreated waste". Actas del Congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

Pan, J. y Voulvoulis, N. (2007). "The role of mechanical and biological treatment in reducing methane emissions from landfill disposal of municipal solid waste in the United Kingdom". *Journal of the air & waste management association*, vol. 57, pags. 155–163.

Pantini, S.; Verginelli, I. y Lombardi, F. (2015). "Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests". *Waste Management*, vol. 38, pags. 22–32.

Ponsá, S.; Gea, T.; Alerm, L.; Cerezo, J. y Sanchez, A. (2008). "Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process". *Waste Management*, vol. 28, pags. 2735–2742.

Rausen, T. y Kern, M. (2005). "Status and trends for biomass use and consequences for waste management – the example of Germany". Actas del congreso *The future of residual waste management in Europe*.

Rieger, A. y Bidlingmaier, W. (1995). "Investigations regarding landfill behaviour of different pre-treated waste". Actas del Congreso *Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 1995.

Robinson, H. D.; Knox, K.; Bone, B. D. y Picken, A. (2005). "Leachate quality from landfilled MBT waste". *Waste Management*, vol. 25 (4), 383-391.

Salati, S.; Scaglia, B.; Di Gregorio, A.; Carrera, A. y Adani, F. (2013). "The use of the dynamic respiration index to predict the potential MSW-leachate impacts after short term mechanical biological treatment". *Bioresource Technology*, vol. 128, pags. 351–358.

Scaglia, B.; Confalonieri, R.; D'Imporzado, G. y Adani, F. (2010). "Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste". *Bioresource Technology*, vol. 101, pags. 945–952.

Scheelhaase, T.; Bidlingmaier, W.; Klumper, A.; Maile, A. y Rechberger, M. (2001). "Geotechnical behaviour of mechanically-biologically pretreated residual waste". Actas del Congreso *Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre 2001.

- Sormunen, K.; Einola, J.; Ettala, M. y Rintala, J. (2008). "Leachate and gaseous emissions from initial phases of landfilling mechanically and mechanicallybiologically treated municipal solid waste residuals". *Bioresource Technology*, vol. 99 (7), pags. 2399-2409.
- Sowers, G. F. (1973). "Settlement of waste disposal fills". Actas del congreso *8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Moscú, Rusia.
- Tatsi, A.A. y Zouboulis, A.I. (2002). "A field investigation of the quantity and quality of leachate from municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessalokini, Greece)". *Advances in environmental research*, vol. 6, pags. 207-219.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H., y Vigil, S. (1993). "Disposal of solid waste and residual matter in Integrated solid waste management". *McGraw-Hill*, pags. 361-543.
- Tojo, Y; Sato, M.; Matsuo, T. y Matsuo T. (2011). "Monitoring of leachate quality stored in gas ventilation pipes for evaluating the degree of landfill stabilization". *Waste management & research*, vol. 29(1), pags. 41-49.
- Tungtakanpoung, D. (2007). "Characteristics of solid waste after mechanical biological treatment (MBT) process for 5 and 9 months: a case study of Phitsanulok, Thailand". Actas del Congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.
- Van Praagh, M.; Heerenklage, J.; Smidt, E.; Modin, H.; Stegmann, R. y Persson, K. M. (2009). "Potential emissions from two mechanically-biologically pretreated (MBT) wastes". *Waste Management*, vol. 29 (2), pags. 859-868.
- Velis, C.A.; Longhurst, P.J.; Drew, G.H.; Smith, R. y Pollard, S.J.T. (2009). "Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering". *Bioresource Technology*, vol. 100, pags. 2747–2761
- Visvanathan, C.; Trankler, J. y Chiemchaisri, C. (2005). "Mechanical-biological pretreatment of municipal solid waste in Asia". Actas del Congreso *International Symposium MBT*.
- Von Felde, D. y Doedens, H. (1999). "Full scale results of landfilling mechanical biological pretreated MSW". Actas del Congreso *Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 1999.

Wagner, J. F.; Rettenberger, G. y Reinert, P. (2007). "Modern Landfill Technology Behavior of Mechanical-Biological Pre-Treated Waste". Actas del Congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.

Woodman, N.D.; Rees-White, T.C.; Stringfellow, A.M.; Beaven, R.P. y Hudson, A.P. (2015). "Multiple-tracer test for contaminant transport process identification in saturated municipal solid waste". *Waste management*, vol. 38, pags. 250-262.

Zach, A.; Binner, E. y Latif, M. (2000). "Improvement of municipal solid waste quality for landfilling by means of mechanical-biological pretreatment". *Waste Management & Research*, vol. 18 (1), pags. 25-32.

Ziehmann, G., Münnich, K. y Fricke, K. (2003). "Deposition of mechanicalbiologically treated municipal solid waste". Actas del Congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

CAPÍTULO 3.
MATERIALES Y
MÉTODOS

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

3.1. INTRODUCCIÓN	57
3.2. MÉTODOS DE ANÁLISIS EN SÓLIDOS	57
3.2.1. Secado del material - Humedad	57
3.2.2. Sólidos volátiles	58
3.2.3. Granulometría	58
3.2.4. Clasificación por componentes	59
3.2.5. Clasificación por forma	60
3.3. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN SOBRE RESIDUOS	60
3.4. MÉTODOS DE ANÁLISIS EN LÍQUIDOS	61
3.4.1. Conservación de las muestras	61
3.4.2. pH	62
3.4.3. Conductividad	62
3.4.4. Alcalinidad	63
3.4.5. Los compuestos de carbono	63
3.4.5.1. Demanda química de oxígeno	63
3.4.5.2. Demanda bioquímica de oxígeno	64
3.4.5.3. Carbono orgánico total	65
3.4.6. Los compuestos de nitrógeno	66
3.4.6.1. Nitratos	67
3.4.6.2. Nitritos	68
3.4.6.3. Nitrógeno amoniacal	68
3.4.6.4. Nitrógeno total	68
3.4.7. Los compuestos de fósforo	69
3.4.7.1. Fósforo total	69
3.4.7.2. Ortofosfatos	70
3.4.8. Iones cloruro, fluoruro y sulfatos	70
3.4.9. Sólidos	70
3.4.9.1. Sólidos totales, fijos y volátiles	70
3.4.9.2. Sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos	71
3.4.10. Contenido de metales pesados	71
3.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75

3.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describen las técnicas experimentales utilizadas para caracterizar los residuos, que son comunes al menos a dos de los tres tipos de ensayos utilizados. Por lo que, a lo largo de otros capítulos, se encuentran métodos más específicos o ensayos que sólo han sido utilizados en una de estas experiencias.

De esta forma a continuación se describen los métodos aplicados para la caracterización física del residuo, el tipo de ensayo de lixiviación utilizado durante el estudio en todo aquel caso en el que fue necesario, así como los procedimientos seguidos para evaluar los distintos parámetros en líquidos, tanto sobre lixiviado como sobre el eluato extraído de estos ensayos de lixiviación: pH, conductividad, alcalinidad, sólidos, compuestos de carbono, nitrógeno y fósforo, iones y metales pesados.

3.2. MÉTODOS DE ANÁLISIS EN SÓLIDOS

Para estudiar las características físicas de los residuos con los que se iba a trabajar, así como para conocer su estado después de algunos de los ensayos, se utilizaron valores como la humedad, la cantidad de sólidos volátiles o su clasificación por tamaño, componentes y forma. A continuación se describen los procedimientos seguidos en cada caso.

3.2.1. Secado del material – Humedad

El secado se llevó a cabo en estufa a 60 °C durante 48 h. Además se evaluó el contenido de humedad sobre entre 5 y 14 submuestras del material mediante pesadas antes y después del secado, siguiendo la norma UNE-EN ISO 17892-1. Cada submuestra de en torno a 500 g se pesó húmeda (P_H) en una balanza y se dejó 24 h en estufa a 105 °C. Después de este tiempo se enfrió en desecadores a temperatura ambiente y se volvió a medir su peso (P_S). Se repitió el proceso con 5 h más de secado para comprobar que la medida no había cambiado (se había alcanzado el peso constante). El porcentaje relativo de humedad (H_R) se calculó a partir de la diferencia de pesadas (Ec. 3.1.):

$$H_R = \frac{P_H - P_S}{P_H} \cdot 100 \quad 3.1.$$

3.2.2. Sólidos volátiles

La cantidad de sólidos fijos (SF) y sólidos totales volátiles (SV) se determinó mediante la calcinación a 550°C en mufla (marca Selecta) de la muestra seca siguiendo la UNE-CEN/TR 15310-4. El tiempo de calcinación se ajustó de tal manera que tras la calcinación quedase únicamente la materia inerte (sólidos fijos) y el peso fuese constante. Así, se pesó el residuo antes de meterlo a la mufla. Después se mantuvo dentro de ésta dos horas, se dejó enfriar, se volvió a pesar y se repitió la operación otras dos horas para comprobar que el peso no variaba. El peso del residuo una vez ha pasado por la mufla es la cantidad de sólidos fijos (P_{SF}). La cantidad de sólidos volátiles (P_{SV}) será la diferencia entre el peso seco del residuo y los sólidos fijos (Ec. 3.2.):

$$P_{SV} = P_S - P_{SF} \quad 3.2.$$

El proceso en cada caso se llevó a cabo para las mismas 8 submuestras utilizadas en la medida de la humedad.

Se suele expresar esta medida como un porcentaje respecto del peso seco total (P_S) del residuo (Ec. 3.3.):

$$\%(SV) = \frac{P_{SV}}{P_S} \cdot 100 \quad 3.3.$$

3.2.3. Granulometría

Para conocer la distribución por tamaños de los residuos en cada caso, se utilizó un tamiz vibratorio Sieve Shaker Mod. RP.09 de la marca CISA (Imagen 3.1.) siguiendo la norma ISO 2591-1.



Imagen 3.1. Tamiz vibratorio utilizado para la separación por tamaños.

Todos los tamices utilizados para separar las muestras (con pasos de 20, 4 y 2 mm) por tamaños también son de la marca CISA (construidos según la norma ISO 3310-1).

3.2.4. Clasificación por componentes

Atendiendo al tipo de material en cada caso y siguiendo el trabajo de en otros autores como Tchobanoglous et al. (1993) o Siddiqui et al. (2012), se dividió el residuo en los siguientes grupos para extraer el porcentaje en peso seco que se correspondía con cada uno de ellos:

Plástico rígido: tapones, partes de maquinillas de afeitarse y cepillos de dientes, bastoncillos y otros trozos de plástico principalmente de polipropileno y polietileno (PE) de alta densidad.

Plástico flexible: etiquetas, trozos de bolsas, envoltorios de caramelos y otros trozos de PE de baja densidad.

Papel y cartón: restos de papel, cartulina y cartón, así como restos de pañuelos de papel.

Textil: Restos de tela, hilos, restos de gasa y pelo.

Madera: trozos de palos naturales y de helados, conglomerado, restos de hojas y palillos.

Huesos: trozos de huesos y dientes.

Vidrio: trozos de vidrio de diferente coloración.

Cáscaras y semillas: cáscaras de frutos secos y de marisco, así como huesos de aceitunas.

Goma: gomas de sujetar y de borrar.

Piedra y cerámica: restos de ladrillos y tejas, cerámica, porcelana y alguna piedra.

Metal: papel de aluminio, cápsulas de medicamentos o café y tapones de botellas.

Mezcla: en su mayoría material degradado.

3.2.5. Clasificación por forma

Cada una de las fracciones separadas según tamaño y componente se clasificó según su forma. Para ello se consideraron las clases descritas en el apartado 2.3.1.2., que utilizan otros autores en sus trabajos: dimensión cero (0D), una dimensión (1D), dos dimensiones (2D) y tres dimensiones (3D) (Velkushanova et al., 2009).

Así, un elemento se consideró de una dimensión si una de sus dimensiones era al menos 10 veces mayor a las otras dos y de dos dimensiones si dos de sus dimensiones eran al menos diez veces mayor que la tercera. La dimensión cero se reservó a los elementos granulares.

3.3. ENSAYO DE LIXIVIACIÓN SOBRE RESIDUOS

Como se comenzó a ver en el capítulo 2, en los ensayos de lixiviación el material se pone en contacto con un líquido lixivante que extrae algunos de los componentes del primero, con el fin de obtener información sobre la contaminación potencial del medio ambiente por dichos componentes a lo largo de un periodo de tiempo prolongado.

En todos los casos, en este estudio la prueba se ajustó a la norma UNE-EN 12457-2. Según la misma, se tomaron aproximadamente 100 g de muestra sintética (ver sección 3.3.1.) del residuo y se mezclaron con 1000 mL de agua desionizada en un recipiente de plástico de cierre hermético de tal forma que la relación L/S fuera de 10. La muestra fue llevada a un agitador rotativo, marca Heidolph, modelo REAX 20 (Imagen 3.2.) y se mantuvo en el mismo con una velocidad de 10 rpm durante 24 h a temperatura ambiente. Transcurrido este periodo de tiempo, se separaron las fases sólida y líquida de la muestra mediante filtración con un tamaño de poro de 0.45 μm . De esta manera, el eluato preparado quedó listo para la determinación del pH, conductividad, carbono orgánico total, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, amonio, nitrógeno total, cloruros, fluoruros, ortofosfatos, sulfatos, nitritos, sólidos suspendidos, sólidos suspendidos

volátiles y elementos metálicos, siguiendo la metodología que se describe en el apartado 3.4. En cada extracción se analizó un blanco, es decir una muestra sin residuos, para evaluar los niveles de contaminación de los reactivos y recipientes utilizados.



Imagen 3.2. Agitador rotativo modelo REAX 20 de Heidolph para la prueba de lixiviación del residuo.

Preparación de la muestra sintética

Para realizar los ensayos de lixiviación se preparó en cada caso la muestra sintética correspondiente. En ella se excluyeron los componentes no biodegradables (materiales inertes, metales, vidrio y plásticos), quedando ésta compuesta por materia biodegradable mezcla, papel y cartón, textil y madera en proporciones idénticas a las encontradas en el residuo analizado. Una vez seleccionados, los componentes se mezclaron y trituraron con un molinillo de cocina convencional hasta alcanzar el tamaño menor de 4 mm que la norma del ensayo de lixiviación exige.

3.4. MÉTODOS DE ANÁLISIS EN LÍQUIDOS

Durante el periodo de experimentación se utilizaron diferentes métodos habituales en el análisis de agua residual, aplicados en este caso a muestras de lixiviado y eluato procedente tanto de los ensayos de lixiviación descritos, como de otros ensayos en columnas piloto.

3.4.1. Conservación de las muestras

Las muestras fueron conservadas según lo establecido en la norma UNE-EN ISO 5667-3. Aquellas que se recogieron en el vertedero se mantuvieron refrigeradas a

4 °C durante aproximadamente la hora que duraba el trayecto entre esta instalación y el laboratorio. Una vez en laboratorio se medían algunos parámetros como el pH, conductividad, alcalinidad, nitritos, fósforo total, sólidos y demanda bioquímica de oxígeno. Las muestras de eluato no se refrigeraban sino que en cuanto se tomaban se medían los parámetros citados. Después unas y otras se dividían en tres fracciones:

-La primera fracción se congelaba a -2 °C y servía para medir los iones por cromatografía iónica y repetir si era necesario alguna de las medidas anteriores.

-La segunda muestra se acidificaba con ácido sulfúrico hasta pH < 2 y se utilizaba para medir demanda química de oxígeno, carbono orgánico total, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y ácidos grasos volátiles.

-Por último, a la tercera fracción se le añadía ácido nítrico hasta pH < 2 y se utilizaba para medir metales pesados.

3.4.2. pH

El pH se determinó por el método electrométrico 4500-H+-B del Standard Methods (APHA, 2005).

En las determinaciones realizadas en la Universidad de Cantabria fue medido mediante un pHmetro, de marca Termo Orion 410. Para realizar cada medida el pHmetro se calibró con soluciones tampón de pH 7 y pH 4 respectivamente. En la Universidad de Southampton el pHmetro era de marca Mettler Toledo FE20 y se calibró con las mismas soluciones tampón.

3.4.3. Conductividad

La conductividad de un líquido es su capacidad de conducir la corriente eléctrica. En el caso del agua contaminada la conductividad se incrementa con la cantidad de sales disueltas. Se midió este parámetro sobre las muestras de lixiviado y eluato con un conductímetro Crison modelo BasiC 30, calibrado antes de cada medida con una solución tampón de 1430 $\mu\text{S cm}^{-1}$ o 12.88 mS cm^{-1} según el grado de contaminación de la muestra y siguiendo las especificaciones del equipo que se ajustan al método 2510-B del Standard Methods (APHA, 2005).

En Inglaterra las medidas se realizaron de forma similar, con una sonda Hanna Instruments HI99301.

3.4.4. Alcalinidad

La alcalinidad de un líquido es su capacidad para neutralizar un ácido y se debe principalmente a los aniones bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Se utilizó una medida potenciométrica basada en la norma 2320-B (APHA, 2005) para determinar la alcalinidad de eluato y lixiviado. Consistió en medir la cantidad necesaria de una solución ácida (HCl 1N) para bajar el pH de 50 mL de muestra desde su valor inicial hasta 4.3. En función de la cantidad de ácido utilizado se expresa la alcalinidad como $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

3.4.5. Los compuestos de carbono

3.4.5.1. Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) se define como la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica presente en la muestra líquida usando un oxidante químico fuerte, el dicromato potásico ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), en un medio ácido.

En los distintos ensayos se determinaron la demanda química de oxígeno total (DQO_t) y soluble (DQO_s) siguiendo el método del dicromato (UNE 77004:2002). La diferencia entre los dos parámetros se encuentra en el hecho de que para la DQO total se utilizó la muestra de lixiviado en bruto mientras que para la soluble la muestra fue filtrada previamente con un filtro de nitrocelulosa de microfibra de vidrio GF/C. Por su parte en el caso del eluato la muestra ya se encontraba filtrada por exigencias de la norma del ensayo de lixiviación, y por tanto la DQO calculada directamente fue la soluble.

Reactivos utilizados:

Solución digestora de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$: Se disolvieron 4.913 g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, previamente secado a 103°C durante 2 h, en 500 mL de agua destilada y se añadieron 167 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Una vez la solución había enfriado, se agitó y se le añadieron 33.3 g de sulfato de mercurio (HgSO_4) disuelto en 500 mL de agua destilada. El conjunto se diluyó finalmente hasta los 1000 mL.

Reactivo de H_2SO_4 + sulfato de plata (Ag_2SO_4): Se añadieron 10.12 g de Ag_2SO_4 a 1 L de H_2SO_4 concentrado. Se mantuvo la mezcla en reposo 2 días hasta su disolución.

Solución indicadora de ferroína: Se disolvieron 0.695 g de sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y 1.485 g de fenantrolina monohidratada ($\text{C}_{18}\text{H}_8\text{N}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) en 100 mL de agua destilada.

Solución de valoración de sulfato ferroso amónico $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ - FAS: Se disolvieron 39.2 g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y se añadieron 20 mL de H_2SO_4 . La solución se dejó enfriar y se diluyó hasta los 1000 mL.

Procedimiento:

El procedimiento se aplica a muestras con DQO entre 40 – 400 mg L⁻¹, luego toda muestra cuya DQO estaba fuera de este rango tuvo que ser diluida. Se tomaron entonces 2.5 mL de muestra en tubos Pyrex de 10 mL y se añadieron con cuidado 1.5 mL de solución digestora ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) y 3.5 mL de la solución de ácido sulfúrico. Se prepararon tres submuestras de cada muestra y un blanco como referencia de la DQO del agua destilada. A continuación los tubos se cerraron y se mezcló adecuadamente su contenido antes de ser colocados en un digestor precalentado a 150°C. El periodo de digestión duró 2 h tras las cuales las muestras se dejaron enfriar hasta temperatura ambiente. Después el contenido de cada tubo se transfirió a un matraz y se añadieron dos gotas de ferroína. El conjunto se valoró añadiendo la solución FAS hasta que se produjo un cambio de color de color azul-verde a rojizo-marrón. La DQO se calculó con la Ec. 3.4.

$$DQO = (A-B) \cdot F \quad 3.4.$$

donde *DQO* es la demanda química de oxígeno en mg O₂ L⁻¹, *A* son los mL de FAS consumidos por el blanco, *B* los mL de FAS consumidos por la muestra y *F* el factor FAS.

Cálculo del factor FAS:

Se siguió el mismo procedimiento que para la DQO sobre 6 muestras de agua destilada. El factor FAS (*F*) se calculó con la siguiente Ec. 3.5.

$$F = 480/v_{fas} \quad 3.5.$$

donde *v_{fas}* es el valor medio del volumen consumido de FAS en mL en las seis valoraciones.

3.4.5.2. Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una prueba que se utiliza para evaluar el impacto de las sustancias biodegradables en agua contaminada mediante la determinación de los requerimientos de oxígeno para la degradación bioquímica de la materia orgánica en estas. Se utilizó este análisis tanto sobre eluato procedente de ensayos de lixiviación como sobre el lixiviado tomado en campo.

Para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días se utilizaron botellas específicas de la marca OXITOP WTW, cuyo protocolo se basa en el norma del Standard Methods 5210-D (APHA, 2005). El consumo de oxígeno por parte de los microorganismos se determinó a través de la disminución de la presión del gas en una botella cerrada. Las medidas se registraron a diario en un cabezal especial y fueron fácilmente interpretadas en mg L^{-1} . Para evitar que el CO_2 interfiera en el registro se utilizan pastillas de NaOH que lo absorben. Durante los cinco días que duró el proceso las muestras se mantuvieron en agitación y a una temperatura de 20°C .

En función de los valores de DBO_5 esperados, el protocolo estableció el volumen de muestra necesario en cada caso. Al igual que en el caso de la DQO, se determinó la DBO_5 total y soluble para las muestras del lixiviado, utilizando en cada caso la muestra bruta y la muestra filtrada con filtro de microfibra de vidrio GF/C. En el caso del eluato nuevamente la DBO_5 obtenida fue directamente la soluble.

3.4.5.3. Carbono orgánico total

El carbono orgánico total abarca los compuestos de carbono que se oxidan química y bioquímicamente en los ensayos de DQO y DBO_5 y no mide otros elementos ligados, como nitrógeno, hidrógeno o inorgánicos, que contribuyen en estas pruebas a la demanda de oxígeno, proporcionando otro tipo de información. La concentración de carbono orgánico disuelto (COD) se determinó con un analizador Shimadzu (TOC-5000) conectado a un muestreador automático (TOC-V CHS Shimadzu, ASI-5000-S), como la diferencia entre el carbono disuelto total (CDT) y el carbono disuelto inorgánico (CDI). Se trata de carbono disuelto en todos los casos, puesto que el equipo trabajó exclusivamente con muestras filtradas por $0.45 \mu\text{m}$.

Reactivos utilizados:

Solución madre de carbono total (CT): Se pesaron 2.125 g de ftalato hidrógenoftalato de potasio ($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$) previamente secado en estufa a 105°C durante 1 h y se dejó enfriar en desecador. Se transfirió el reactivo a un matraz volumétrico y se enrasó hasta 1000 mL con agua destilada. La concentración de CT de la solución resultante es de 1000 ppm.

Solución madre de carbono inorgánico (CI): Se pesaron 3.50 g de hidrogeno carbonato sódico previamente secado durante 2 h en un desecador y 4.41 g de carbonato sódico previamente secado durante una hora a 250°C en mufla y enfriado en desecador. Se transfirieron los reactivos a un matraz volumétrico y se

enrasó con agua destilada hasta los 1000 mL, mientras se agitaba para homogeneizar. Esta solución contiene 1000 ppm de Cl.

Ácido fosfórico (H_2PO_4): Se diluyeron 50 mL de ácido fosfórico comercial al 85% con agua destilada hasta los 250 mL.

Ácido clohídrico (HCl): Se diluyeron 50 mL de HCl con agua destilada hasta los 250 mL.

Procedimiento:

Las muestras se colocaron en el automuestreador y una aguja tomó la cantidad necesaria en cada caso añadiendo si era necesario HCl para bajar el pH. El CDT se determinó a partir de la cantidad de CO_2 procedente del carbono orgánico e inorgánico que se produjo durante la combustión de la muestra a 680°C usándose para ello un catalizador de platino sobre esferas de alúmina. Este CO_2 se transportó, en corriente de aire, y se midió en un analizador de infrarrojos no dispersivo.

El CDI se obtuvo a partir de la cantidad de CO_2 que se produjo en la descomposición química de la muestra al inyectar H_2PO_4 a temperatura ambiente. Bajo condiciones ácidas todo el IC se convirtió en CO_2 , se transportó en corriente de aire y se midió ópticamente con un analizador de infrarrojos no dispersivo. Para calibrar en cada medida se utilizó una curva de cuatro puntos en el rango entre los 0 y 1 gC L^{-1} , obtenidos a partir la solución madre correspondiente en cada caso. El límite de detección del equipo fue de 2 mg L^{-1} .

En Inglaterra el carbono orgánico total se midió utilizando un equipo Analytik Jena 3100 que se basa en el mismo método y mide por diferencia entre el carbono total y el carbono inorgánico. A diferencia de en Cantabria, las muestras no se filtraron sino que se diluyeron directamente y se mantuvieron en agitación durante el ensayo. El límite de detección del equipo fue de 0.5 mg L^{-1} .

3.4.6. Los compuestos de nitrógeno

En aguas residuales, las formas de nitrógeno de mayor interés son, en orden decreciente de estado de oxidación: nitrato, nitrito, amonio y nitrógeno orgánico. Todas estas formas, así como el nitrógeno gas, son los componentes del ciclo de nitrógeno, bioquímicamente convertibles entre ellos.

3.4.6.1. Nitratos

La cromatografía iónica con supresión química de la conductividad del eluyente es un método para la determinación de algunos aniones comunes. Este proceso permite la separación de iones y moléculas polares, basado en las propiedades de carga de las moléculas. Nitratos, además de cloruros, fluoruros, ortofosfatos y sulfatos se determinaron utilizando este método basado en el 4110-B del Standard Methods (APHA, 2005).

El equipo utilizado es de marca Metrohm ion. Cuenta con dos secciones. La primera es el 761 compac IC, donde se encuentran el eluyente que se necesita para realizar las medidas, el sistema de lavado, bomba, válvulas de inyección y el horno de columnas. La segunda sección, donde se colocan las muestras que va a ser analizadas, está provista de una cabeza (759 swing head) que es la encargada de pinchar las muestras y enviarlas al bloque detector donde se realiza la identificación del ion.

Reactivos utilizados:

Eluyente: Se pesaron 0.084 g de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) y 0.339 g de carbonato de sodio (Na_2CO_3) y se enrasaron en 1000 mL de agua destilada. La solución se desgasificó en un baño de ultrasonidos de 15 min. Fue necesario preparar el eluyente cada vez que se utilizó el cromatógrafo.

Solución regenerante: Se diluyeron 2.8 mL de H_2SO_4 en 1000 mL de agua destilada.

Acetonitrilo al 2%: Se diluyeron 4 mL de acetonitrilo en 200 mL de agua destilada.

Procedimiento:

Cada muestra previamente filtrada por un filtro de poro 0.45 μm se inyectó automáticamente en una corriente de eluyente y se la hizo pasar a través de una serie de intercambiadores de iones. Cada ión de interés fue separado según sus afinidades relativas mediante un intercambiador de baja capacidad y fuertemente aniónico (columna de protección y separación). Los aniones separados se dirigieron a un supresor de micromembrana bañado en una solución regeneradora muy ácida de flujo continuo. En el supresor, cada anión separado se convirtió en su forma ácido muy conductora y el eluyente en ácido carbónico de débil conductividad. Los aniones separados en su forma ácido se midieron por conductividad. Se identificaron en comparación con estándares mediante la medición del área del pico o la altura del pico que se formó en cada caso. Como estándar se utilizó una solución comercial multielementos.

3.4.6.2. Nitritos

La concentración de nitritos ($\text{NO}_2\text{-N}$) se determinó mediante colorimetría siguiendo el método 4500- NO_2^- -B del Standard Methods (APHA, 2005). Para ello se pipetearon 5 mL de muestra bruta en un vial que contenía un reactivo de ácido sulfanílico que reaccionó con el nitrito formando una sal de diazonio intermedia. A su vez esta sal reaccionó con el ácido cromotrópico presente en el vial haciendo que la muestra tomase un color rosa directamente proporcional a la cantidad de nitritos. Un espectrofotómetro DR/2500 Odyssey de marca HACH midiendo a una longitud de onda de 507 nm proporcionó automáticamente la medida en $\text{mg NO}_2\text{-N L}^{-1}$. Como referencia de valor cero del espectrofotómetro se tomaron 5 mL de muestra sin reactivo.

3.4.6.3. Nitrógeno amoniacal

Para la medida del amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) se utilizó el método de electrodo selectivo con adición conocida descrita en el Standard Methods 4500- NH_3 G (APHA, 2005). El electrodo de ion selectivo utilizado es de marca Thermo Orion 720 95-12 y tiene una lectura máxima de 20 ppm de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, unido a un analizador Orion 720 Aplus.

Antes de cada utilización, el equipo fue calibrado con diluciones conocidas de NH_4Cl de 1 ppm, 10 ppm y 20 ppm preparadas a partir de una solución comercial de 1000 ppm. Así el equipo generaba cada vez una curva de calibración que utilizaba a continuación.

Se tomaron cada vez 50 mL de muestra diluida previamente filtrada por $0.45\ \mu\text{m}$. La muestra se mantuvo en agitación mientras se introducía el electrodo y se añadía 1 mL de NaOH que permitía obtener una medida estable.

3.4.6.4. Nitrógeno total

El nitrógeno total (NT) medido mediante el equipo Shimadzu TNM-1 conectado a un muestreador automático (TOC-V CHS Shimadzu, ASI-5000-S), es la suma del nitrógeno orgánico (nitrógeno en compuestos orgánicos) y el nitrógeno inorgánico (nitrógeno en compuestos de amonio, nitrato y nitrito). De tal forma que el nitrógeno orgánico puede ser obtenido por diferencia, ya que el valor del resto de formas del nitrógeno es conocido. Al igual que en el caso del COT el equipo trabajó exclusivamente con muestras filtradas por $0.45\ \mu\text{m}$, por lo que realmente en todos los casos se obtuvo el nitrógeno disuelto total (NDT).

Reactivos utilizados:

Solución madre NT: Se pesaron 7.219 g de nitrato potásico (KNO_3) secado en estufa a $105\text{ }^\circ\text{C}$ durante 3 h y enfriado en desecador. Se vertieron en un matraz volumétrico y se enrasaron con agua destilada hasta los 1000 mL. La concentración de NT de la solución resultante es de 1000 ppm.

Al igual que en la determinación del COT, se utilizó ácido clorhídrico para la disminución del pH cuando fue necesario.

Procedimiento:

Las muestras se colocaron en el automuestreador y una aguja tomó la cantidad necesaria en cada caso y la introdujo en el tubo de combustión (temperatura del horno $720\text{ }^\circ\text{C}$). El NDT de la muestra se descompuso entonces a monóxido de nitrógeno (NO). Una corriente de aire lo transportó hasta un deshumidificador electrónico donde perdió humedad y enfrió. A continuación la mezcla entró en un analizador de gases de quimioluminiscencia donde se detectó el NO. La señal de detección procedente del analizador de gases de quimioluminiscencia generó un pico que fue interpretado por el equipo dando los resultados en mg L^{-1} . Para calibrar en cada medida se utilizó una curva de cuatro puntos en el rango entre los 0 y 1 gN L^{-1} , utilizando la solución madre correspondiente.

En Inglaterra el nitrógeno total se midió utilizando el módulo adecuado del mismo equipo Analytik Jena 3100 con el que se determinó COD. La medida se basaba en el mismo método, y al igual que ocurría en el caso del COD las muestras no se filtraron sino que se diluyeron directamente y se mantuvieron en agitación durante el ensayo. El límite de detección del equipo fue de 0.5 mg L^{-1} .

3.4.7. Los compuestos de fósforo

La carga de fosfato total se compone en ortofosfatos, polifosfatos y compuestos de fósforo orgánico, siendo normalmente la proporción de ortofosfato la más elevada.

Los compuestos del fósforo, particularmente el ortofosfato, se consideran importantes nutrientes de las plantas, y conducen al crecimiento de algas en las aguas, pudiendo llegar a promover su eutrofización.

3.4.7.1. Fósforo total

Los fosfatos presentes en formas orgánicas e inorgánicas condensadas (meta, piro u otros polifosfatos) se transformaron en ortofosfato reactivo para su análisis

siguiendo el método 4500-P del Standards Methods (APHA, 2005). Para ello se pipetearon 5 mL de muestra bruta en un vial y 5 mL de agua destilada en otro a la que se le sometió al mismo proceso y utilizó como blanco. Se añadió una bolsita de persulfato potásico ($K_2S_2O_8$) a cada vial y se agitó hasta su disolución. Se colocaron los viales en un digestor, precalentado a 150 °C, durante 30 min para su digestión. El pretratamiento de las muestras con ácido y calor favorece las condiciones para provocar la hidrólisis de estas formas condensadas. Los fosfatos orgánicos se convirtieron así en ortofosfatos aplicando calor, ácido y persulfato. Una vez transcurrió el periodo de digestión se dejó atemperar la muestra y se añadieron 2.0 mL de NaOH 1.54 N comercial y 0.5 mL de reactivo molibdato-vanadato a cada vial. Tras agitar se dejó un periodo en el que el ortofosfato reaccionó con el molibdato en medio ácido para producir un complejo fosfato-molibdato. En presencia de vanadio, se formó ácido molidovanadofosfórico, de color amarillo. La intensidad de color amarillo es proporcional a la concentración de fosfatos en la muestra por lo que se midió la absorbancia por colorimetría con un espectrofotómetro DR/2500 Odyssey de marca HACH a 420 nm. En aparato proporcionó el valor en $mg PO_4^{3-} L^{-1}$.

Solamente se determinó el fósforo total en las muestras de lixiviado.

3.4.7.2. Ortofosfatos

En todas las muestras líquidas, tanto el eluato como las muestras de lixiviado, se determinaron los ortofosfatos a través de cromatografía iónica según el procedimiento ya descrito (Ver Sección 3.4.6.1.).

3.4.8. Iones cloruro, fluoruro y sulfatos

Tanto en el eluato como las muestras de lixiviado se determinaron los aniones de cloruro, fluoruro y sulfatos a través de cromatografía iónica según el procedimiento ya descrito (Ver Sección 3.4.6.1.).

3.4.9. Sólidos

Se determinaron en todas las muestras líquidas tanto los sólidos suspendidos como disueltos y en cada caso los fijos y los volátiles.

3.4.9.1. Sólidos totales, fijos y volátiles

Los sólidos totales (ST) de las muestras de lixiviado y eluato se midieron según el método 2540 B del Standard Methods (APHA, 2005). Para ello se utilizó la evaporación como técnica de separación sólido-líquido a 103-105 °C. En cada caso

50 mL de muestra se depositaron en un crisol de porcelana seco y con peso conocido que se dispuso en la estufa a la temperatura adecuada durante 24 h. Transcurrido este periodo de tiempo el recipiente que ya sólo contenía sólidos se llevó a un desecador donde fue enfriando hasta poder ser pesado.

Por su parte para determinar los sólidos fijos (SF) se siguió la norma del Standard Methods 2540 E (APHA, 2005). Según esta, se introdujo el crisol con los residuos procedentes de los sólidos totales (previamente tarado) en un horno mufla marca Selecta a 550°C por un periodo de 30 min, después se dejó enfriar en un desecador y se pesó. La diferencia entre los sólidos totales y los sólidos fijos proporcionaron el valor de sólidos volátiles (SV).

3.4.9.2. Sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos

De la misma manera que para los sólidos totales, se siguió el procedimiento descrito en el Standard Methods 2540C (APHA, 2005) para determinar los sólidos suspendidos totales (SST). En un crisol pequeño se colocó un filtro para medir sólidos en suspensión, se introdujo 24 h en la estufa a 105°C, se dejó enfriar en desecador y luego se pesó. Se hicieron pasar 100 mL de muestra a través del filtro y luego se llevó junto con el crisol a la estufa donde se tuvo 24 h a 105°C, se dejó enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y se pesó. Los sólidos suspendidos totales con los que contaba la muestra eran los materiales retenidos en el filtro. Se pudieron obtener los sólidos disueltos (SD) (sales y residuos orgánicos) como diferencia de los totales y los suspendidos (SS).

Los sólidos suspendidos fijos (SSF) fueron los residuos resultantes tras calcinar a 550°C la muestra retenida en el filtro. Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se correspondieron con los compuestos perdidos durante la calcinación y determinaron por diferencia de peso entre sólidos suspendidos totales (SST) y el peso de los sólidos fijos.

3.4.10. Contenido de metales pesados

En la determinación del contenido de metales se utilizó un espectrómetro de absorción atómica de la marca Perkin Elmer modelo Analyst 300. La absorción atómica es el proceso que ocurre cuando un átomo de estado fundamental absorbe energía en forma de luz de una longitud de onda específica y se eleva a un estado excitado. La cantidad de energía de la luz absorbida en esta longitud de onda se incrementará con el número de átomos del elemento seleccionado. La relación entre la cantidad de luz absorbida y la concentración de ese elemento en estándares conocidos se puede utilizar para determinar concentraciones desconocidas usando la calibración adecuada.

La instrumentación que poseía el equipo para trabajar fue una fuente de luz primaria (normalmente una lámpara de cátodo hueco o una lámpara de descarga sin electrodos), una fuente de átomos, un monocromador para aislar la longitud de onda específica de la luz que se utilizó, un detector para medir la luz con precisión y la electrónica necesaria para el tratamiento de la señal. La fuente de átomos mencionada provenía de la muestra y se producía a través del calor, en concreto a través de una llama de aire-acetileno. La muestra se introdujo en forma de aerosol en la llama (a través de un quemador y un nebulizador). La cabeza del quemador de la llama estaba alineado de manera que el haz de luz pasaba a través de la llama momento en el que se absorbía la luz.

Algunos metales se midieron mediante emisión ya que el equipo lo permite. En este caso no existía fuente de luz sino que la llama separaba los átomos al excitarlos por colisiones térmicas, de modo que al volver a su estado fundamental emitían en cierta longitud de onda comparable también con estándares.

Los metales medidos en las distintas experimentaciones, tanto por absorción como por emisión, y el método correspondiente se pueden ver en la Tabla 3.1.

Tabla. 3.1. Métodos empleados (APHA, 2005) en la determinación de metales pesados en muestras digeridas de lixiviado y eluato.

Parámetro	Método empleado
Cadmio (Cd)	Protocolo Interno basado en 3500-Cd B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Cromo (Cr)	Protocolo Interno basado en 3500-Cr B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Níquel (Ni)	Protocolo Interno basado en 3500-Ni B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Plomo (Pb)	Protocolo Interno basado en 3500-Pb B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Cobre (Cu)	Protocolo Interno basado en 3500-Cu B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Cinc (Zn)	Protocolo Interno basado en 3500-Zn B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Calcio (Ca)	Protocolo Interno basado en 3500-Ca B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Magnesio (Mg)	Protocolo Interno basado en 3500-Mg B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Manganeso (Mn)	Protocolo Interno basado en 3500-Mn B: Método espectrometría de absorción atómica. Standard Methods.
Potasio (K)	Protocolo Interno basado en 3500-K B: Método de emisión fotométrica de llama. Standard Methods.
Litio (Li)	Protocolo Interno basado en 3500-Li B: Método de emisión fotométrica de llama. Standard Methods.
Sodio (Na)	Protocolo Interno basado en 3500-Na B: Método de emisión fotométrica de llama. Standard Methods.
Mercurio (Hg)	Laboratorio externo. Método propio - Análisis conforme NEN-EN 16772.
Arsénico (As)	Laboratorio externo. Análisis conforme NEN 6966 y NEN-EN-ISO 11885.

Debido a problemas con el espectrómetro no fue posible realizar la medida de Hg y As en instalaciones propias del equipo de investigación, con lo que se enviaron las muestras siguiendo el protocolo de conservación, a un laboratorio externo. Concretamente Alcontrol Laboratories fue la empresa encargada de realizar las medidas.

Digestión preliminar de metales:

Tanto las muestras de lixiviado como las de eluato, contenían en todos los casos una alta concentración de materia orgánica. Para reducir la interferencia de la materia orgánica y convertir el metal asociado a las partículas en una forma que pueda determinarse por espectrometría de absorción atómica se utilizó una técnica de digestión recogida en el método 3030 E del Standard Methods (APHA, 2005). Se tomó el método de digestión con ácido nítrico (HNO_3) que permitía alcanzar una recuperación completa y consistente, compatible con el método analítico y con los metales que se analizaron. El nitrato es una matriz aceptable tanto para la llama como para la absorción atómica electrotermica.

Se utilizó un volumen mínimo de 100 mL para realizar la digestión de cada muestra debido a que el ácido empleado añadía metales a las muestras. Se vertió el volumen elegido de muestra en un erlenmeyer y se añadieron 5 mL de HNO_3 comercial concentrado y unas pocas de bolas de vidrio. Se llevó hasta ebullición lenta y evaporación sobre una placa caliente hasta el menor volumen posible (de 10 a 20ml), antes de que tuviera lugar una precipitación. Mientras, se fue añadiendo el HNO_3 concentrado necesario para completar la digestión, perceptible cuando la solución se hizo transparente y ligeramente amarillenta. Una vez se tuvieron los 20 mL de muestra del color requerido se dejó enfriar, se filtró con un filtro de poro 0.45 μm lavándose bien las paredes del matraz y se pasó el filtrado a un matraz volumétrico enrasando con agua destilada. El proceso descrito se realizó a la vez con agua destilada formando el blanco, muestra de referencia. Una vez se midió la concentración del metal en la solución digerida, se pudo obtener la concentración real de metal según la Ec. 3.6.:

$$\text{Concentración de metal (mg/l)} = (A \cdot B) / C \quad 3.6.$$

siendo A la concentración del metal en la solución digerida en mg/l, B el volumen final de la solución digerida en mL y C el tamaño inicial de la muestra en mL.

Procedimiento:

A la hora de medir, se utilizaron estas muestras digeridas del lixiviado o eluato, así como el blanco preparado en cada digestión. En primer lugar se accionó el espectrómetro de acuerdo a las instrucciones del fabricante y se aspiró una

solución de Cu con la que se optimizaron las condiciones de aspiración, la altura del quemador y las condiciones de la llama. Después en cada caso se seleccionó el método adecuado en función del metal a medir, de tal forma que la longitud de onda de medida fuese la apropiada, así como la lámpara adecuada en el caso de los metales medidos por absorción (Tabla 3.1.). A continuación, una vez la lámpara estaba suficientemente caliente si era el caso, se comenzó con el calibrado del equipo.

Las soluciones patrón de los metales medidos se adquirieron comercialmente, si bien a partir de ellas se prepararon en cada caso 3 ó 4 soluciones de calibración dentro del rango de medida lineal del equipo para cada metal. Además a algunos metales como el Cr, Mg, Mn, Na, K y Ca, se les debió añadir una solución correctora para evitar interferencias a la hora de medir.

Se ajustó en primer lugar la respuesta del instrumento a absorbancia cero mientras se aspiró el agua y a continuación se aspiraron el conjunto de soluciones de calibración correspondientes a ese metal. El equipo creaba entonces una curva de calibración a partir de la absorbancias obtenidas para cada solución y su equivalencia con la concentración del metal en mg L^{-1} , esta se tomó como válida si su r^2 era aproximadamente 1. El equipo aspiró entonces el blanco y la muestra correctamente diluida en función del rango de calibración, proporcionando un valor en mg L^{-1} . Para finalizar se comprobó que todo el proceso había sido correcto midiendo la concentración de una de las soluciones patrón.

En Inglaterra para medir los metales se utilizó un espectrómetro de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICPMS). El ICPMS proporciona información prácticamente de todos los elementos de la tabla periódica en una amplia variedad de muestras. En este equipo la muestra líquida es vaporizada e ionizada gracias a un plasma de argón. Los iones una vez formados pasan al espectrómetro de masas donde son separados mediante un analizador y detectados. Las muestras aquí medidas no fueron digeridas sino que directamente se diluyeron en una dilución al 2% de ácido nítrico.

3.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington DC, USA: American Public Health Association.

ISO 2591-1: 1988. Test sieving. Part 1: Methods using test sieves of woven wire cloth and perforated metal plate.

ISO 3310-1: 2016. Technical requirements and testing. Part 1: Test sieves o metal wire cloth.

Siddiqui, A.A.; Richards, D. J. y Powrie, W. (2012). "Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes". *Waste Management*, 32, pp. 1420-1426.

Tchobanoglous, G.; Theisen, H. y Vigil, S. (1993). "Disposal of solid waste and residual matter in Integrated solid waste management". *McGraw-Hill, Inc., United States of America*, pp. 361-543.

UNE-EN 12457-2: 2003. Caracterización de residuos. Lixiviación. Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 2: Ensayo por lotes de una etapa con una relación líquido-sólido de 10 l/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 4 mm (con o sin reducción de tamaño).

UNE-EN ISO 17892-1: 2015. Investigación y ensayos geotécnicos. Ensayos de laboratorio de suelos. Parte 1: Determinación de la humedad. (ISO 17892-1:2014).

UNE-CEN/TR 15310-4: 2008 IN. Caracterización de residuos. Muestreo de residuos. Parte 4: Orientación en procedimientos para embalar, almacenar, conservar, transportar y entregar muestras.

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 77004: 2002. Calidad del agua. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO). Método del dicromato. (ISO 6060:1989).

Velkushanova, K., Caicedo, D., Richards, D. and Powrie, W. (2009). "A detailed characterisation of an MBT waste". *Actas del Congreso Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, Italia*, 5-9 de Octubre, 2009.

CAPÍTULO 4.
CARACTERIZACIÓN
DETALLADA DEL
RECHAZO

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

4.1. INTRODUCCIÓN	81
4.2. OBJETIVOS	82
4.3. PLANTAS TMB ESTUDIADAS	83
4.4. METODOLOGÍA	87
4.4.1. Muestreo del residuo	87
4.4.2. Caracterización física de los residuos	88
4.4.3. Calorimetría	92
4.4.4. Biodegradabilidad del residuo	93
4.4.5. Ensayo de lixiviación	94
4.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	95
4.5.1. Humedad y sólidos volátiles	95
4.5.2. Granulometría	96
4.5.3. Separación por componentes	98
4.5.4. Clasificación por forma	103
4.5.5. Potencial bioquímico de metano	104
4.5.6. Poder calorífico	105
4.5.7. Resultados ensayo de lixiviación	106
4.6. CONCLUSIONES	108
4.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

4.1. INTRODUCCIÓN

Como se vio en el capítulo 2, la normativa europea exige un tratamiento previo al vertido del residuo que disminuya la cantidad de materia orgánica depositada en las instalaciones. En España, al igual que en gran parte de países europeos, el tratamiento más utilizado es el mecánico-biológico. En la mayoría de las instalaciones españolas, la etapa biológica consiste en el compostaje del material a través de diferentes técnicas pero con un fin común, el aprovechamiento de gran parte de ese residuo en aplicaciones en suelo. De esta forma el residuo que llega a vertedero es, en la mayor parte de los casos, el rechazo tanto de la etapa mecánica como de la biológica, no dándose, sin embargo por lo general, a todo este material un aprovechamiento mayor. Gallardo et al. (2014) muestran en su trabajo algunos datos referidos al año 2011: en este año un 82 % del residuo se trataba en las 118 plantas de tratamiento mecánico-biológico repartidas por todo el territorio. De los 23 millones de toneladas de RSU recogidos ese año, 18.7 millones de toneladas fueron RSU mezclados y el resto fueron recogidos selectivamente, confirmando las afirmaciones de Korz (2005) de que la recogida por separado de los residuos no está muy extendida aún en los países del sur de Europa. De las 118 plantas, 69 se correspondían con plantas cuyo tratamiento biológico era aeróbico (compostaje) a donde llegan el 55 % de los residuos urbanos, 25 combinaban un tratamiento biológico anaeróbico y compostaje y el resto trataban la fracción orgánica seleccionada en origen. Apenas un 5 % del rechazo de las plantas de compostaje y un 15 % del rechazo del tratamiento anaeróbico y compostaje acababa siendo incinerado.

Por tanto, en España, tras un proceso TMB, en las instalaciones que no incluyen incineración, principalmente llegan a vertedero los rechazos de todo el proceso TMB, mientras que en las que si incluyen tratamiento térmico, se tendrá un material en vertedero compuesto por el rechazo del afino de la etapa biológica y la escoria del proceso térmico, siendo por ejemplo en la región de Cantabria este material, el segundo en abundancia tras el afino. La utilización de las plantas de valorización energética no está tan extendida por la controversia que crea en la sociedad su instalación, pero autores como el propio Gallardo et al. (2014) coinciden en la importancia de utilizar este tratamiento o buscar procesos o sistemas para la valorización de estos rechazos.

Para explicar el comportamiento en vertedero del material TMB y en concreto de los rechazos de este tratamiento, en relación, por ejemplo, a los residuos típicos, es fundamental conocer las características principales del nuevo residuo. En el

capítulo 2 se presentaron algunas de las propiedades estudiadas hasta el momento por diferentes autores, principalmente europeos, para el residuo TMB. Si bien, como ya se vio en ese mismo capítulo, en Europa en general este residuo estabilizado de la etapa biológica no es aprovechado, con lo que acaba en vertedero, variando el tipo de material que es finalmente depositado en uno y otro lugar. Para conocer las diferencias de las características generales del residuo “tipo español” con las de todo el residuo bioestabilizado y para obtener los primeros parámetros indicativos de la evolución en el tiempo de su potencial contaminante, así como para intentar encontrar alternativas a su vertido directo, se realizó un análisis detallado del material que llegan tras TMB a dos vertederos de España, uno situado en la provincia de Cantabria y otro en la de Barcelona, cuyos resultados se muestran a continuación.

4.2. OBJETIVOS

El objetivo del presente capítulo fue el de conocer en detalle las características principales del rechazo del tratamiento mecánico-biológico de residuos municipales en España, para 1) evaluar posibles aprovechamientos y 2) obtener una primera aproximación de su potencial contaminante en vertedero.

Para ello, considerando las posibles variaciones entre distintas plantas y tipos de recogida selectiva, se seleccionaron dos plantas como ejemplo de las distintas tipologías existentes en España:

- 1) Rechazo TMB del residuo recogido mezclado.
- 2) Rechazo TMB del residuo resto tras recogida selectiva del material orgánico.

En ambos casos parte de la corriente no reciclable se incinera produciendo escoria como rechazo.

Para conseguir este objetivo general se establecieron los siguientes objetivos específicos:

- Observar las diferencias y similitudes entre dos residuos procedentes del afino de la etapa biológica del tratamiento TMB, y que son depositados actualmente en vertedero.
- Comparar los resultados por un lado con los obtenidos en otros estudios europeos para todo el residuo TMB, y por otro con los conocidos para residuos sin tratar.
- Establecer posibles opciones para minimizar el material de rechazo.

- Conocer las propiedades más relevantes de las escorias procedentes de la planta de valorización energética que completa el proceso de aprovechamiento del residuo sólido urbano en ambos casos.

4.3. PLANTAS TMB ESTUDIADAS

A continuación se describe en detalle el proceso al que es sometido el residuo en cada planta considerada, así como los tipos de materiales recuperados y los rechazos que se producen en cada etapa.

Ecoparque de Barcelona

El Ecoparque de Barcelona (Ecoparc 1) es una planta de tratamiento mecánico-biológico situada a las afueras de la ciudad, que trata en torno a 300000 toneladas al año de residuos orgánicos procedentes de la recogida selectiva municipal y del comercio, y de residuos procedentes de la fracción “resto” de la recogida municipal del área metropolitana de Barcelona. Ambos tipos de residuos se tratan diferenciadamente en la planta.

El proceso de interés en este estudio, que es aquel al que es sometida la fracción “resto” de los residuos, es el siguiente (Fig. 4.1.): los residuos de la línea de fracción “resto” tras permanecer 21.5 d en un biorreactor (BRS) que prefermenta el material para disgregar el papel y cartón, pasan por un trómel de 100 mm de paso, donde se separan en material grueso y fino. El material grueso sufre distintas separaciones posteriores: balísticas, magnética, manual, óptica, de Foucault... en las que se recuperan diferentes tipos de plásticos, cartón, materiales metálicos férricos y no férricos. Los materiales gruesos no separados pasan a formar combustible derivado de residuo (CDR) que se utiliza en distintas planta de valorización energética ajenas al Ecoparque. Los residuos más pequeños, compuestos en gran parte por materia orgánica, son conducidos hasta túneles de compostaje. El compostaje tiene una duración de 3 semanas en dichos túneles, donde se controla tanto la inyección de aire como la humedad y la temperatura.

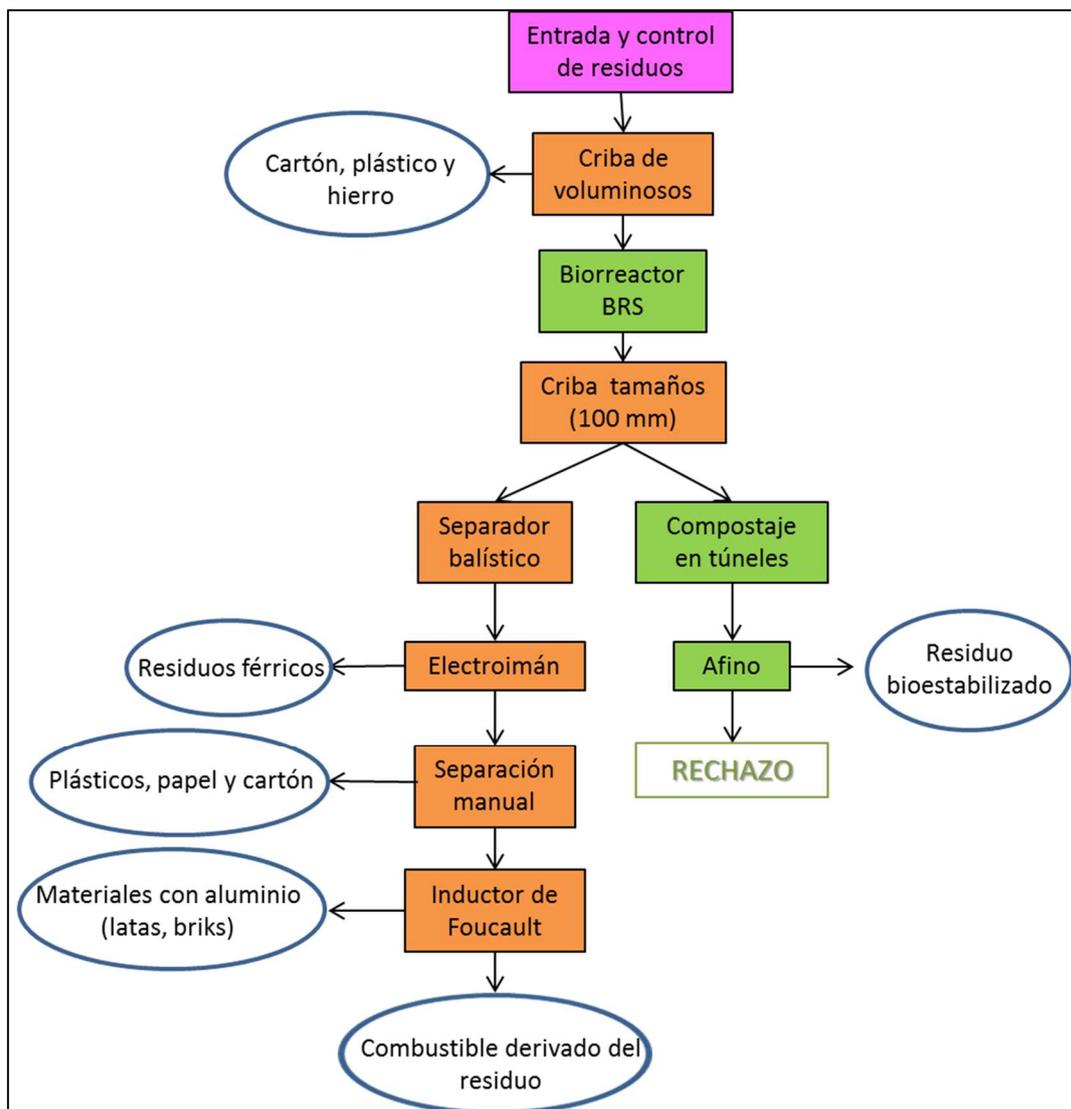


Figura 4.1. Etapas del tratamiento mecánico-biológico del Ecoparque de Barcelona.

El compost obtenido pasa por dos tipos de afino:

- el primero es una separación mediante cribado con un tamiz de 6 mm de paso, de donde se obtiene lo que llama “rechazo de recirculación”, a partir de ahora RRe_{CBar} . El cribado se repite varias veces para que el compost posea la mayor cantidad de materia orgánica posible.
- el segundo afino es una separación por densidad donde principalmente se eliminan piedras, arenas, vidrio... Se denominará a este tipo de rechazo RAr_{Bar} .

Ambos rechazos están siendo dispuestos en vertedero en el momento del estudio, mientras que el residuo bioestabilizado se utilizaba en el relleno de suelos u otros usos no agrícolas.

Planta de tratamiento integral de RSU de Cantabria

La planta de tratamiento integral de RSU en Cantabria está situada en Meruelo junto al vertedero, e incluye un tratamiento mecánico-biológico y una planta de valorización energética. Trata aproximadamente 230000 toneladas al año de residuos procedentes de la fracción “resto” de la recogida municipal de toda la región. En esta provincia, al contrario que en Barcelona, no existe una recolección separada de la fracción orgánica del residuo.

El material recogido llega a planta y tras su identificación y pesaje, se produce la primera de las separaciones manuales a través de la que se seleccionan los residuos voluminosos y gran parte del vidrio (Fig 4.2.). A continuación mediante trómel de 100 mm se separa el residuo por tamaños de tal forma que por un lado se tiene la fracción más pequeña compuesta principalmente por materia orgánica (“fracción orgánica”) y por otro la fracción más grande (“fracción inorgánica”).

La fracción inorgánica pasa por un segundo proceso de selección manual, en el que se separan diferentes tipos de plásticos, bricks y papel y cartón para su reciclado. Además un separador magnético recupera los materiales férricos y un inductor de Foucault aquellos que contienen aluminio. Al igual que en el caso de Barcelona, los residuos no recuperables pasan a ser CDR para la planta de valorización energética anexa. Esta planta produce una escoria como rechazo, objeto de estudio, que en adelante se denominará Esc_{Can}.

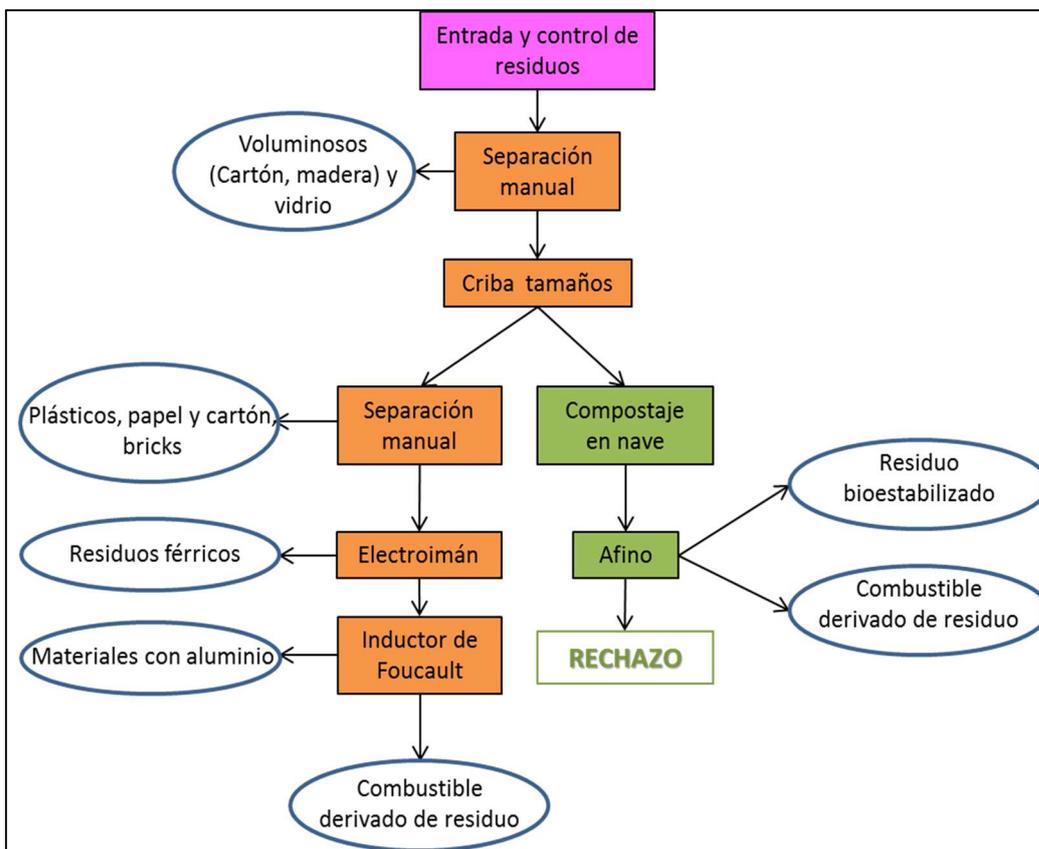


Figura 4.2. Etapas del tratamiento mecánico-biológico de la planta de tratamiento integral de RSU de Cantabria.

Por su parte, de la fracción orgánica también se recuperan los materiales férricos y de aluminio. El resto se lleva a compostaje en pilas en una nave cubierta. La aireación dentro de la nave se produce mediante volteo y el proceso de maduración dura 6-8 semanas. El residuo bioestabilizado que se genera en el tratamiento es sometido a un proceso de afino mediante una criba de 9 mm de paso y separación densimétrica. A diferencia de la catalana, la planta cántabra aprovecha parte de este material para alimentar la planta de valorización energética, de tal forma que solo el material menos pesado y pequeño del rechazo del afino es depositado en el vertedero. En adelante, este rechazo será denominado RR_{Can} .

Por otra parte, aunque parte del afino del compost se utilice como CDR, en Cantabria la fracción de residuo mezclado que finalmente es conducida a vertedero es del 19 %, mientras que en Barcelona esta proporción es del 15 %. Esto se explica, por un lado, porque en las estadísticas cántabras se incluye un 3 % de material que no proviene del rechazo sino que es materia orgánica que en verano por saturación se envía a vertedero sin compostar. Por otra parte, el biorreactor situado en cabeza de la planta catalana permite una mejor separación

de los residuos, de tal forma que éstos llegan con menos impropios a la etapa biológica.

4.4. METODOLOGÍA

En el capítulo 3 se pueden ver en detalle los métodos generales utilizados en el estudio, de tal forma que el presente apartado no entra en más detalle sobre la medida de algunos parámetros como la humedad y los sólidos volátiles o en el ensayo de lixiviación ya visto anteriormente, centrándose en la descripción de los métodos específicos empleados: muestreo del residuo, clasificación en función del tamaño, composición y forma, así como en la medida del poder calorífico y el potencial bioquímico de metano.

4.4.1. Muestreo del residuo

El muestreo del residuo se basa en lo especificado en las normas UNE-EN 14899, adaptándose en cada caso a las condiciones del lugar de toma de muestras y a las herramientas disponibles. En todo caso las acciones principales fueron tomar una cantidad de residuo entre 300 y 500 kg, extenderlo para homogeneizarlo y cuartearlo hasta seleccionar la muestra que se llevó al laboratorio para su estudio.

En el Ecoarque de Barcelona el muestro tuvo lugar en Junio de 2012 y se llevó a cabo dentro de las propias naves de almacenamiento del material. Al escoger una muestra representativa se eligió aquella sección de las pilas que iba a ser llevada a vertedero, y por tanto ya estaba totalmente tratada. La disposición del material no presentaba excesiva heterogeneidad, pero se tomó residuo tanto de la parte de arriba de la pila como de la de abajo para realizar el cuarteo y por tanto el muestreo. El residuo seleccionado, aproximadamente 300 kg, se extendió en el suelo y se removió con una pala manual, tras lo que se fueron seleccionando y cargando en bolsas las muestras que se transportaron hasta el laboratorio del Grupo de Ingeniería Ambiental en Torrelavega (Cantabria). Las bolsas, de unos 7 kg cada una, se trasladaron cuidadosamente cerradas dentro de cajas sumando un total de 50 kg en el caso del rechazo del tamizado (R_{RecBar}) y de 25 kg para el rechazo mediante separación densimétrica (R_{ArBar}). La cantidad tomada de este segundo material fue más pequeña por un lado porque se trata de un residuo más pequeño y homogéneo y por otro por limitaciones en la capacidad de transporte.

En el caso de Cantabria el muestreo tuvo lugar en el vertedero en Febrero de 2013. El camión procedente de la planta de tratamiento volcó la mitad de su contenido sobre unos plásticos previamente colocados, unos 500 kg de residuo. A partir de este residuo se llevó a cabo el cuarteo y la toma de muestras. El material se

extendió y mezcló con una pala manual. De él se tomaron en distintos puntos, porciones de unos 8 kg hasta hacer un total de 75 kg, que se transportaron al mismo laboratorio de Ingeniería Ambiental.

Se llevó a cabo el mismo procedimiento para las escorias. El camión procedente de la planta de valorización energética descargó aproximadamente 500 kg de su contenido en un plástico y siguiendo el mismo procedimiento se muestrearon 75 kg de escorias, que se transportaron junto con el rechazo.

Una vez el material llegaba al laboratorio se seguía el mismo procedimiento en todos los casos. Se extendía sobre un plástico, se mezclaba para homogeneizar y se llevaba a cabo otro cuarteo como el de campo pero a menor escala, para seleccionar los 20 kg de residuo utilizados en cada caso para realizar los ensayos que se describen a continuación.

4.4.2. Caracterización física de los residuos

Nada más disponer de los residuos en el laboratorio se procedió a su secado y envasado para evitar su degradación. Como se vio en el apartado 3.4.1. este es uno de los tipos de conservaciones de muestras recogidos en la normativa.

Ajustándonos al procedimiento descrito en el apartado 3.2.1. se midió además la humedad. Hay que destacar que la humedad obtenida será aquella con la que los residuos han llegado al laboratorio y no la que tenían en planta, debido a las modificaciones que esta haya podido sufrir en el viaje, sobre todo en el caso de los deshechos de Barcelona. La conservación de la muestra mediante desecación, implica la pérdida de componentes volátiles. Por eso, nada más llegar los residuos al laboratorio, junto con la humedad, se midieron los sólidos volátiles siguiendo el método descrito en 3.2.2.

Una vez seco el residuo se procedió a su separación por tamaños según el apartado 3.2.3. Dado que el tamaño era en todos los casos menor a 50 mm se decidió utilizar los tamices de la serie disponibles en laboratorio con un paso entre 1 y 20 mm:

- Para el residuo de rechazo de la planta de Cantabria (RR_{Can}), la escoria (Esc_{Can}) y el material de rechazo de recirculación de la planta de Barcelona ($Rrec_{Bar}$) se utilizaron tamices de 20 y 4 mm, de modo que el residuo quedó dividido en: fracción mayor de 20 mm, fracción entre 20 y 4 mm y fracción menor de 4 mm (Imagen 4.1.). En este tipo de residuo se consideró que no era útil separar el material menor a 4 mm, pues se estaba ante un material mezcla no clasificable por componentes.



Imagen 4.1. Separación por tamaños de la muestra de rechazo de recirculación de Barcelona (R_{recBar}).

- Para el rechazo densimétrico del afino de la planta de Barcelona (R_{ArBar}), material más pequeño e inerte, se eligieron tamices de 4 y 2 mm, quedando este tipo de residuo separado en las siguientes fracciones: fracción mayor de 4 mm, fracción entre 4 y 2 mm y fracción menor de 2 mm (Imagen 4.2.).



Imagen 4.2. Separación por tamaños de la muestra de rechazo por separación densimétrica de Barcelona (R_{ArBar}).

En cada caso se tamizaron aproximadamente 15 kg de residuo que se fue disponiendo en el tamiz en proporciones de aproximadamente 1.5 kg. Después este se puso en funcionamiento durante 10 min en los cuales las partículas fueron pasando por los tamices sin forzar externamente el paso con ningún medio mecánico o manual. El material retenido en cada tamiz fue pesado y con ello se procedió a determinar los porcentajes que se muestran en resultados.

Una vez clasificadas las muestras por tamaños se procedió a su clasificación por componentes y forma (Ejemplos en imágenes 4.3. y 4.4.) según lo descrito en 3.2.4. y 3.2.5, considerando las clases de residuos que se muestran en la Tabla 4.1. en función del tipo de residuo y su tamaño. Por limitaciones de tiempo sólo se separaron por forma el rechazo cántabro RR_{Can} .

Tabla 4.1. Separación por componentes según tamaño y tipo de residuo.

	RR_{Can}	RRec_{Bar}	Es_{Can}	RAr_{Bar}
> 20 mm	Plástico rígido, plástico flexible, papel y cartón, textil, madera, huesos, vidrio, cáscaras y semillas, goma, piedra y cerámica, metales y mezcla		Plástico, papel y cartón, textil, madera, vidrio, piedras y cerámica, metales	--
4-20 mm	Plástico, papel y cartón, textil, madera, huesos, vidrio, cáscaras y semillas, goma, piedra y cerámica, metales y mezcla		Papel y cartón, textil, huesos, cáscaras y semillas, piedra y cerámica, metales y mezcla	Plástico, papel y cartón, madera, huesos, vidrio, cáscaras y semillas, piedra y cerámica, metales y mezcla
< 4 mm	Mezcla		Mezcla	2-4 mm: Plástico, Papel y cartón, huesos, vidrio, cáscaras y semillas, piedra y cerámica, metales y mezcla <2 mm: Mezcla

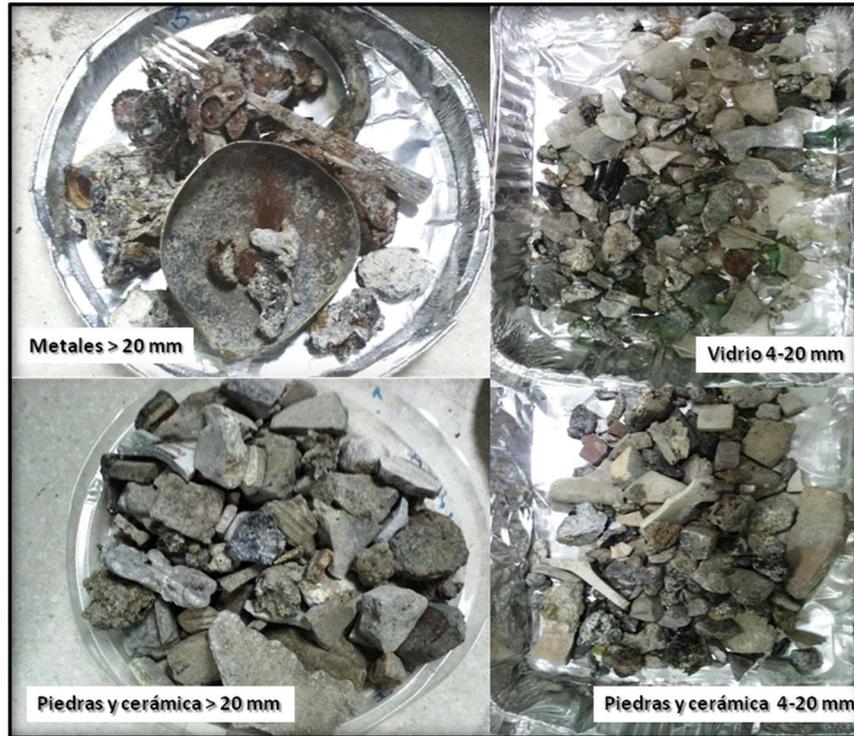


Imagen 4.3. Algunos componentes de la fracción > 20 mm y entre 4 y 20 mm de la escoria.

Cada fracción de residuo se separó manualmente y se pesó para determinar su porcentaje en peso respecto a la mezcla total.



Imagen 4.4. Clasificación según forma de algunos componentes de la fracción entre 4 y 20 mm del rechazo RR_{Can}.

4.4.3. Calorimetría

Una estimación del contenido energético del rechazo del TMB es útil para valorar la aplicación de otros métodos alternativos a su depósito en vertedero y con ello disminuir su impacto en el medio ambiente. En el estudio esta estimación se ha realizado a través del poder calorífico, siguiendo la norma UNE-EN 15170. El poder calorífico de la muestra se determinó mediante un calorímetro con bomba de combustión de oxígeno 1108 de la marca PARR (Imagen 4.5.). La muestra se colocó en la bomba de combustión en un ambiente de oxígeno puro dentro de un calorímetro con agua. El valor del poder calorífico (P_c) se calculó a partir de las temperaturas que registra el agua del calorímetro antes (T_i) y después (T_f) de la combustión.

$$P_c = \frac{W \cdot (T_f - T_i) - 2.3 \cdot (L_f - L_i)}{P_s} \quad 4.1.$$

Donde W es una constante que se determinó a partir de un patrón de poder calorífico conocido, cada vez que se llevó a cabo un ensayo; P_s es el peso en seco de la muestra que se utilizó en cada caso y L_f y L_i son las longitudes final e inicial del hilo que inicia la combustión a partir de corriente eléctrica.

Para este tipo de ensayo no se utilizó todo el residuo sino que en cada caso se elaboró una muestra especial seleccionando componentes, tal y como se especifica en el siguiente párrafo. Como las muestras que se toman para la medida de este parámetro son muy pequeñas (aproximadamente 1 g por medida), se repitió el procedimiento 6 veces para tener un valor representativo de la muestra.



Imagen 4.5. Calorímetro utilizado en la medida del poder calorífico.

Composición de la muestra para medida de poder calorífico

En la preparación de la muestra utilizada para determinar el poder calorífico, se excluyen los componentes inertes (piedras y cerámica, metales, vidrio), quedando por tanto compuesta de papel y cartón, plásticos, goma, mezcla (materia degradada), huesos, cáscaras y semillas, textil, corcho y madera.

Conocido el porcentaje en peso que se debe añadir de cada componente a la muestra, se van triturando los residuos manualmente hasta tener un tamaño menor a 4 mm.

4.4.4. Biodegradabilidad del residuo

Para determinar la biodegradabilidad o estabilidad biológica de los residuos no existe un método de medida estándar por lo que los países han ido desarrollando diferentes procedimientos al respecto. En este caso el índice elegido es uno de los más utilizados en residuos en los últimos tiempos, el potencial bioquímico de metano.

La determinación del potencial bioquímico de metano (PBM), permite una estimación de la cantidad de metano que se produce como consecuencia de la degradación anaerobia de los residuos. Basado en la norma UNE-EN ISO 11734 para lodos, el test consiste en poner en contacto con agua una masa de muestra de residuo, una solución tampón y una siembra de biomasa anaerobia dentro de un recipiente hermético (digestor) en un baño termostático a 37 °C para favorecer su degradación. En los ensayos realizados se utilizaron en cada caso 50 g de

muestra sintética, aquella que se utilizó también en los ensayos de lixiviación, 300 mL de agua destilada, 20 mL de una solución tampón de NaHCO_3 que equilibra el pH y 50 mL de fango anaerobio tomado de un digestor de la estación depuradora de aguas residuales de San Román (Santander). Cada recipiente estaba conectado por medio de un tubo flexible, impermeable a gases, a un gasómetro, el cual se encontraba lleno de una disolución de NaOH (25 g L^{-1}) para la retención del dióxido de carbono del biogás (Imagen 4.6.).

A medida que el gas entraba en el gasómetro desplazaba a la disolución de NaOH que caía en un recipiente. Entonces se medía el volumen de disolución recogido en dicho recipiente que equivalía al volumen de CH_4 producido.

Los equipos empleados en estos ensayos son de elaboración artesanal y regulación manual, y ello influye en la variabilidad de la medida, por eso cada ensayo se llevó a cabo por duplicado. Además en cada caso uno de los digestores se usó como blanco: en él solamente se vertieron los 50 mL de fango, 300 mL de agua destilada y 20 mL de solución tampón. De esta forma la medida de metano se calculó como la diferencia entre el volumen generado por la muestra y el volumen generado por el blanco.

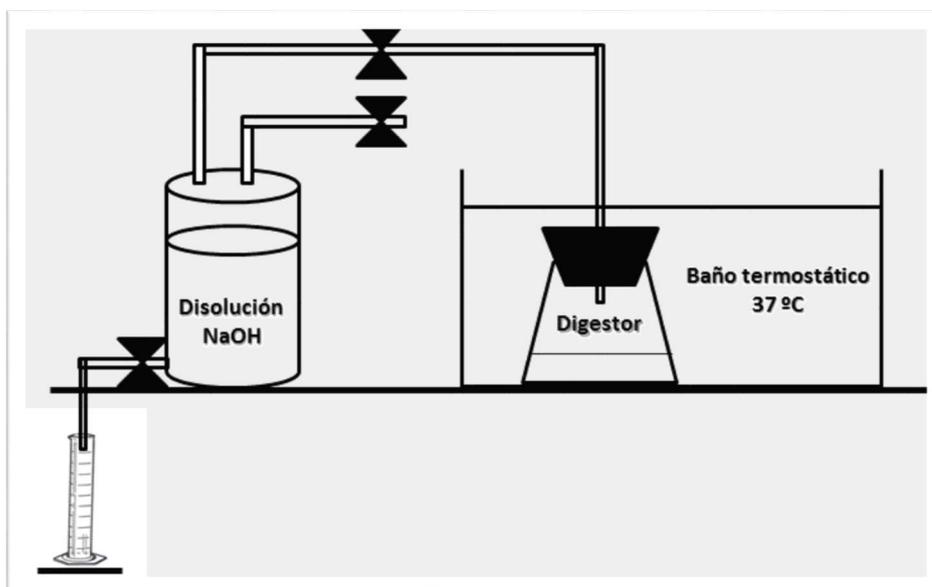


Imagen 4.6. Esquema del montaje utilizado en la medida del PBM.

4.4.5. Ensayo de lixiviación

Para cada una de las fracciones de residuo se preparó una muestra sintética sobre la que se realizó un ensayo de lixiviación según las condiciones exigidas por normativa y recogidas en la sección 3.3. Al eluato obtenido en cada caso, se le aplicaron los análisis de líquidos recogidos en la sección 3.4. para determinar los

siguientes parámetros: pH, conductividad, alcalinidad, fluoruros (F⁻), cloruros (Cl⁻), nitritos, nitratos, fosfatos, demanda química de oxígeno soluble (DQOs), demanda bioquímica de oxígeno soluble (DBO₅), carbono orgánico total (COT), nitrógeno amoniacal, nitrógeno total (NT), sólidos disueltos (SD), sólidos disueltos volátiles (SDT) y metales pesados (Cu, Cd, Ni, Zn, Pb, Fe, Ca, Na y Hg).

4.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A la hora de presentar los resultados y con el fin de que sea más sencillo observar las diferencias en las características del rechazo de ambas plantas, además de mostrarse el valor de cada parámetro medido para cada material estudiado (RR_{Can} , ES_{Can} , RRe_{Bar} , RAr_{Bar}) se ha calculado el resultado del conjunto de los dos rechazos de Barcelona, en adelante RR_{Bar} . Como se ha explicado al hablar de las dos plantas, el rechazo en el Ecoparque se separa, pero a día de hoy finalmente ambos tipos de material acaban en vertedero. Por lo que esto permite comparar el resultado de todo el rechazo de Barcelona en su conjunto con el del rechazo de Cantabria. Para obtener los resultados de RR_{Bar} se han ponderado los de RRe_{Bar} y RAr_{Bar} en función del porcentaje en peso que supone cada fracción: 88 % y 12 % respectivamente.

4.5.1. Humedad y sólidos volátiles

El material cántabro ensayado presenta en general mayor humedad (30 %) que el procedente de la planta de Barcelona (18 %) (Tabla 4.2.). Aunque debido al viaje de un día que tuvieron que pasar estos últimos residuos para llegar de Cataluña al laboratorio pudieron perder algo de humedad, la diferencia parece indicar que hay otros factores que afectan a este hecho. Así por ejemplo la época de muestreo puede influir, pues los residuos en Cantabria se tomaron en Febrero mientras que en Barcelona se muestreó a finales de Junio. Además el residuo en la planta catalana en el proceso de tratamiento biológico se somete a aireación forzada y se controla su temperatura, lo que produce un material más seco.

Por otro lado la escoria sale de planta con un 15 % de humedad a pesar de que proviene de un proceso térmico.

El contenido en sólidos volátiles es muy similar en los rechazos de las dos plantas de tratamiento y se sitúa en el rango de valores que mide Zach et al. (2000) para residuos TMB de un tamaño máximo de 20 mm y un tratamiento aeróbico de entre 2 y 5 semanas.

Como es lógico la escoria apenas tiene sólidos volátiles (5 %). El contenido de estos en los rechazos separados por densidad en la planta de Barcelona (RR_{Bar}) es la mitad que en los rechazos $RRec_{Bar}$, lo que se explica porque RR_{Bar} está compuesto principalmente por material inerte como vidrio y piedras, como se verá más adelante. Esta es la misma razón que provoca las diferencias de humedad entre los dos tipos de rechazo catalanes.

Tabla 4.2. Resultados del porcentaje de humedad media y sólidos volátiles medios, determinados para cada uno de los materiales caracterizados.

	RR_{Can}	ES_{Can}	$RRec_{Bar}$	RR_{Bar}	RR_{Bar}
Humedad (%)	30±3	15±1	19±1	10±1	18
Sólidos volátiles (%)	57±5	5±1	57±5	26±3	52

4.5.2. Granulometría

La figura 4.3. muestra que más de un 75 % de los residuos de rechazo del afino de la planta de Cantabria RR_{Can} , tienen un tamaño que se encuentra entre los 4 y los 20 mm. Estos resultados se confirman con los obtenidos por el Grupo de Geotécnica de la Universidad de Cantabria (Lapeña, 2017) sobre el mismo tipo de material (Tabla 4.3.). Además este estudio de granulometría, cuyos resultados son más completos, indica más concretamente que un 34 % del material tiene un tamaño entre 12.5 y 20 mm y que un 74 % de los residuos se encuentran entre los 6.3 y los 20 mm.

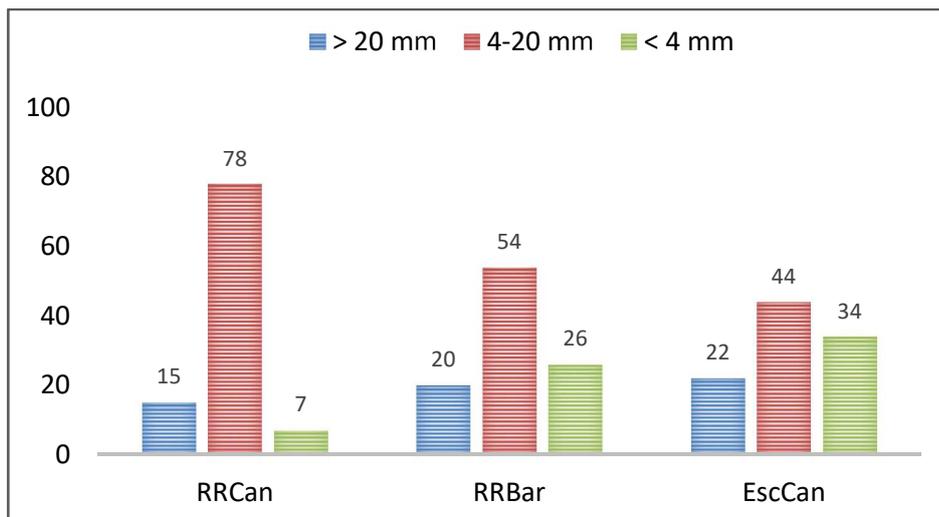


Figura 4.3. Distribución del tamaño (%) de los rechazos provenientes de la planta de Cantabria (RR_{Can}), de la planta de Barcelona (RR_{Bar})* y escoria proveniente de la planta de valorización energética de Cantabria (RE_{EscCan}).

*En el caso de RR_{Bar} cuya separación por tamaños fue distinta, se ha considerado para elaborar el gráfico que el material mayor de 4 mm se encuentra en la franja de 4 y a 20 mm y se ha agrupado el material entre 2 y 4 mm y el menor a 2 mm en la franja menor a 4 mm.

Tabla 4.3. Distribución del tamaño de los rechazos provenientes de la planta de Cantabria (RR_{Can}) (Lapeña, 2017).

Paso del tamiz (mm)	RR_{Can} (%)
63	0.00
50	0.3
40	0.4
25	6.8
20	3.7
12.5	34.0
10	17.3
6.3	22.3
5	4.4
2	6.4
1.25	1.4
0.8	0.7
0.63	0.3
0.4	0.5
0.315	0.3
<0.315	1.2

En cuanto al rechazo de Barcelona, la misma figura 4.3. muestra que al igual que el caso del de Cantabria, el material tiene principalmente tamaños entre 4 y 20 mm aunque en una proporción menor (54 %). Además en este tipo de material aparece un mayor porcentaje de residuos mayores de 20 mm (26 %) que en el rechazo RR_{Can} (7 %). Tanto en el rechazo RRe_{CBar} como en el RAr_{Bar} por separado la mayor parte de los componentes se encuentran entre los 20 y los 4 mm con un 50 % y un 78 % respectivamente.

Por su parte en la escoria (Fig 4.3.) estas diferencias no son tan significativas. Aunque el material más abundante se encuentra en la franja de los 4 a los 20 mm, este supone un porcentaje en peso del 44 % un 10 % por encima de los residuos menores a 4 mm.

4.5.3. Separación por componentes

La mayor parte de los residuos procedentes del rechazo del TMB de Cantabria están formados por *vidrio*. Este tipo de residuo inerte supone más del 50 % del total. Por su parte el rechazo de la planta de Barcelona se compone mayoritariamente de material *mezcla* biodegradable, siendo la proporción de *vidrio* la mitad que en la planta cántabra (Tabla 4.4.). En ninguna de las dos plantas, en el momento del estudio, se recuperaba el *vidrio*, pero en la planta cántabra se valorizaba parte del material no inerte, aumentando de esta forma la proporción de residuos inertes como el *vidrio*, en el rechazo final.

Pero esto ha cambiado a día de hoy, pues la planta de TMB de Cantabria puso en marcha hace dos años en su proceso, una etapa de separación y recuperación de este vidrio. Esto ha producido un cambio en el rechazo que llega a vertedero. Por un lado se reduce el volumen de residuo vertido, por el otro, teniendo en cuenta que los otros dos componentes mayoritarios en el rechazo RR_{Can} son el *papel y cartón* (12 %) y el material *mezcla* (10 %), el residuo pasa a estar compuesto principalmente por componentes orgánicos biodegradables.

En lo que se refiere a cada una de las fracciones que forman el rechazo de la planta catalana, se puede ver que el material que compone los residuos del rechazo tras separación densimétrica es inerte, pues un 70 % de estos residuos están formados por *vidrio, piedras y cerámica*. De los materiales no inertes destaca que la mayoría es *papel y cartón* (9 %). Por su parte, la mayor parte de los residuos procedentes del rechazo tras el tamizado en el Ecoparque, están formados por material *mezcla*. Este tipo de residuo supone más de un 40 % del total y en su mayoría se corresponde con materia orgánica. Debido a que no existe una separación en la planta del *vidrio*, este es el segundo material en abundancia (18 %), seguido por el *papel y cartón*.

La composición del rechazo estudiado en ambos casos no es comparable con el observado en otros trabajos Europeos de residuos TMB, ya que el material se corresponde únicamente con la fracción residual del proceso de afino de la materia orgánica, en el caso español se presentan porcentajes de vidrio más altos y porcentajes de materia orgánica más bajos que el residuo ensayado por autores como Fucale et al. (2007). Así, el rango de porcentajes del material inerte (piedras y cerámica, vidrio) es de entre 40 y 60 % en los rechazos TMB, mientras que está entre el 20 y 30 % en el residuo bioestabilizado (Siddiqui et al., 2012). Si bien, todos los materiales provienen de tratamientos con la misma base y a través de los cuales, aunque usen distintas técnicas, se consigue una reducción de tamaño del residuo. Así, igual que sucede con el residuo TMB de estudios europeos (Münnich et al., 2007; Kuehle-Weidemeier, 2003), el material del rechazo del residuo estabilizado tiende a estar (más de un 75%) en el rango de los 0 a los 20 mm.

Por último la escoria estudiada está compuesta principalmente por materiales inertes como era de esperar, un 33 % es *piedra y cerámica* y un 19 % *vidrio*.

Tabla 4.4. Composición en peso seco de los residuos de rechazo provenientes de las plantas TMB de Cantabria y Barcelona, así como de la escoria de la planta de valorización energética de Cantabria.

Componente	RR _{Can} (%)	ES _{Can} (%)	RRec _{Bar} (%)	RAR _{Bar} (%)	RR _{Bar} (%)
Plástico rígido	1	0	7	2	6
Plástico flexible	3	0	5	2	4
Papel y cartón	12	0	12	9	11
Vidrio	52	19	18	51	25
Piedra y cerámica	7	33	6	19	9
Cáscaras y semillas	7	0	2	5	2
Madera	4	0	5	1	4
Textil	1	1	1	--	0
Metal	1	11	1	2	1
Hueso	2	0	2	1	2
Mezcla	10	36	41	4	39

En el rechazo de Cantabria el *vidrio* es el principal componente (Tabla 4.5.) tanto de la fracción de material entre 4 y 20 mm (58 %) como en el mayor a 20 mm

(43 %), aunque tiene aún más presencia en el material más pequeño, siendo sin embargo en este menor la proporción de *piedras y cerámicas* (13 % frente a 6 %). En ambos casos también, el segundo material más abundante es el *papel y cartón* (15 % y 13 % respectivamente).

Tabla 4.5 . Composición en peso seco de del rechazo del TMB en Cantabria RR_{Can} según su tamaño.

Componente	> 20 mm (%)	4-20 mm (%)	< 4 mm (%)
Plástico rígido	5		--
Plástico flexible	4	4	--
Papel y cartón	15	13	--
Vidrio	43	58	--
Piedra y cerámica	13	6	--
Cáscaras y semillas	3	8	--
Madera	5	4	--
Textil	3	1	--
Metal	3	1	--
Hueso	2	1	--
Mezcla	5	3	100

Respecto a las escorias la mayor parte (76 %) del material mayor a 20 mm es *piedra y cerámica* (Tabla 4.6.), no habiendo apenas *vidrio* (5 %). El segundo residuo mayoritario son los *metales*. Sin embargo en el rechazo entre 4 y 20 mm disminuye el contenido en *piedra y cerámica* (38 %), estando el material formado principalmente por *vidrio* (41 %).

Tabla 4.6 . Composición en peso seco de las escorias Esc_{Can} según su tamaño.

Componente	> 20 mm (%)	4-20 mm (%)	< 4 mm (%)
Plástico	1	--	--
Papel y cartón	0	1	--
Vidrio	5	41	--
Piedra y cerámica	76	38	--
Cáscaras y semillas	--	1	--
Madera	0	--	--
Textil	2	0	--
Metal	16	18	--
Mezcla	1	2	100

Tal y como muestra la tabla 4.7., en el material procente del tamizado del afino del TMB de Barcelona, los residuos mayores de 20 mm aportan mayoritariamente material “no biodegradable” como *plásticos* (29 %) o *vidrio* (24 %), de tal forma que el material biodegradable está presente en mayor proporción en los residuos de 4 a 20 mm (34 %) y en los menores a 4 mm en forma de *mezcla*.

Tabla 4.7. Composición en peso seco de los residuos provenientes del rechazo tras el tamizado en el TMB de Barcelona, $RRec_{Bar}$, en función de su tamaño.

Componente	> 20 mm (%)	4-20 mm (%)	< 4 mm (%)
Plástico rígido	25		--
Plástico flexible	4	7	--
Papel y cartón	7	19	--
Vidrio	24	21	--
Piedra y cerámica	10	6	--
Cáscaras y semillas	3	2	--
Madera	6	6	--
Textil	1	1	--
Metal	1	1	--
Hueso	5	1	--
Mezcla	14	34	100

En el material separado por densidad del afino del TMB de Barcelona, los residuos mayores a 4 mm, aportan más material inorgánico (79 %), sobre todo vidrio (58 %) (Tabla 4.8.). Mientras que los residuos entre 2 y 4 mm aun estando formados también en su mayor parte por material inorgánico (60 %), poseen algo más de material mezcla (10 %) y papel y cartón (20 %), esto es, de materia orgánica.

Tabla 4.8. Composición en peso seco de los residuos provenientes del rechazo tras separación por densidad en el TMB de Barcelona, RAr_{Bar} , en función de su tamaño.

Componente	> 4 mm (%)	2-4 mm (%)	< 2 mm (%)
Plástico	2	3	--
Papel y cartón	7	20	--
Vidrio	58	32	--
Piedra y cerámica	19	26	--
Cáscaras y semillas	5	5	--
Madera	2	1	--
Metal	2	2	--
Huesos	1	1	--
Mezcla	5	10	100

4.5.4. Clasificación por forma

Como muestra la tabla 4.9. la mayoría de los componentes del rechazo de Cantabria tienen forma tridimensional (3D) coincidiendo con el estudio de Fucale et al. (2007), ya que el cribado del tratamiento tiende a eliminar los materiales de refuerzo (dimensiones 1 y 2), excepto en casos concretos como por ejemplo el *vidrio* y las *piedras y cerámicas*, cuyas partículas mayores de 20 mm son mayoritariamente de dos dimensiones, o el caso de la *madera*, compuesta principalmente por elementos 1D. En general, la segunda forma que mayoritariamente se observa es 2D, lo que influirá, tras su depósito en vertedero, ya que los residuos 2D tienden a interrumpir el flujo de lixiviado y crear balsas de acumulación de líquido en el interior del vertedero.

Tabla 4.9. Porcentaje de material en función de su forma para el residuo RR_{Can}.

Componente	> 4 mm (%)				2-4 mm (%)			
	0D	1D	2D	3D	0D	1D	2D	3D
Plástico rígido	0	15	32	53				
Plástico flexible	1	7	41	51	19	8	32	41
Papel y cartón	1	2	14	83	4	4	18	73
Vidrio	0	0	87	13	2	0	47	50
Piedra y cerámica	2	0	50	48	5	0	2	93
Cáscaras y semillas	10	0	15	75	0	0	25	75
Madera	1	43	16	40	3	19	15	63
Textil	0	17	18	65	2	13	21	64
Metal	3	2	15	80	1	6	36	57
Huesos	0	20	3	77	0	2	1	96
Mezcla			--				--	

4.5.5. Potencial bioquímico de metano

En la figura 4.4. se muestra la evolución del metano durante el experimento de degradabilidad de los materiales. El gas recogido durante los 21 d alcanza un volumen de 27.92 L por kg de muestra seca en caso del residuo catalán y de 31.18 L por kg de muestra seca en el caso del residuo cántabro. Los valores son muy parecidos, lo que indica que la cantidad de materia degradada es similar en los dos casos. Aunque el residuo RR_{Bar} tardó más en empezar a generar metano después el volumen de gas creció dando lugar a una pendiente similar en los dos casos, indicativo de que ambos tipos de rechazo tenderán a tener tiempos similares de degradación. Comparando los resultados con los del trabajo de Ponsa et al. (2008) se puede ver que los aquí obtenidos, están entre los 26 L kg⁻¹ para residuo mezcla estabilizado y los 36 L kg⁻¹ para compost obtenido del tratamiento del residuo orgánico recogido por separado. En cualquier caso, el volumen de biogás obtenido es un 20 % de los 150 L kg⁻¹ medidos por Ponsa et al. (2008) para residuo sin tratar. Esto por tanto supone, que en una primera estimación, los vertederos que acojan este tipo de residuo van a producir un 80 % menos de gas.

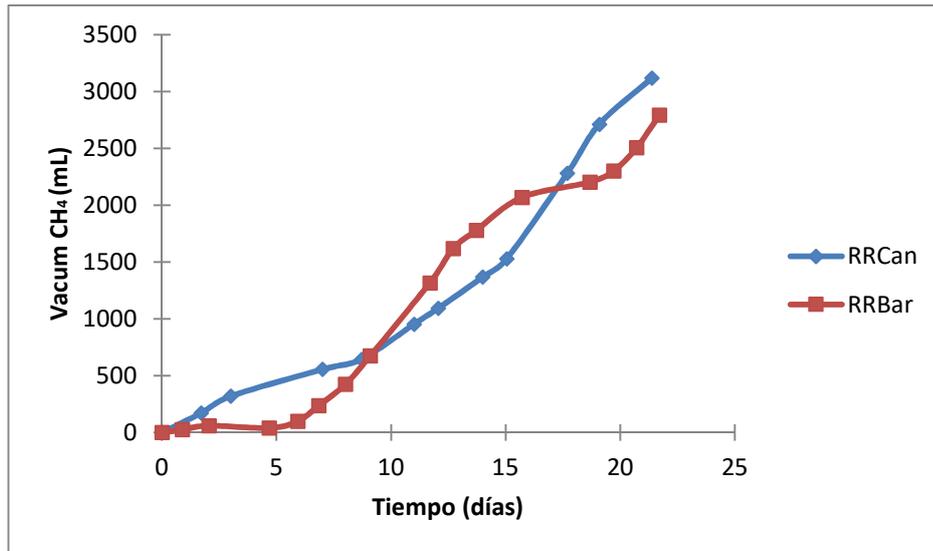


Figura 4.4. Evolución del volumen de metano acumulado en el ensayo BMP sobre residuos RR_{Can} y RR_{Bar} .

4.5.6. Poder calorífico

Tal y como era de esperar el rechazo de Cantabria, que contiene mayor proporción de inertes, tiene un poder calorífico P_c de 1429 ± 124 kcal kg^{-1} , menor al de los residuos de Barcelona, cuyo P_c es 2505 ± 227 kcal kg^{-1} . El rechazo catalán tiene un poder calorífico similar al recogido en Tchobanoglous et al. (1993) como valor medio para los residuos sólidos urbanos, que entra prácticamente en el rango que proporciona para el papel. Sin embargo, si se observa cada fracción por separado, $RRec_{Bar}$ y RAr_{Bar} , también se confirma que lógicamente el primer tipo de material con 2734 ± 253 kcal kg^{-1} contribuye principalmente al valor global medido, ya que el residuo separado por densidad, compuesto mayoritariamente por inertes, se queda en 827 ± 37 kcal kg^{-1} .

Estos valores están muy lejos de los 8121 kcal kg^{-1} del coque de petróleo utilizado en cementeras (Genon y Brizio, 2008). Sin embargo se podría recurrir a la coincineración de una parte de este material en este tipo de instalaciones. Teniendo en cuenta que la planta de Cantabria está actualmente separando el vidrio del rechazo, el material que acaba en vertedero tendrá a día de hoy un poder calorífico mayor, cercano a los 3323 kcal kg^{-1} , un valor entre las 3500 kcal kg^{-1} por las que sería considerado combustible derivado de residuo (CDR) de clase 3 y las 2400 kcal kg^{-1} para ser CDR de clase 4 (UNE-EN 15359). Lo mismo ocurre en el caso de los residuos de Barcelona, especialmente si se considera sólo el material $RRec_{Bar}$.

Por tanto, para mejorar el aprovechamiento del residuo y reducir el volumen en vertedero, se podría incluir en el TMB una última etapa en la que obtener del afino los residuos de alto poder calorífico mediante una separación por tamaños y densimétrica e incluso someter al material a una etapa de biosecado (Velis et al., 2009). De tal forma que sólo fuese depositado en vertedero un material compuesto principalmente compuesto por residuos inorgánicos (piedras, cerámica, vidrio...), un material más parecido a RR_{ArBar} . Si el proceso se une a uno de recuperación de vidrio, permitiría disminuir en tono a un 80 % el material de entrada a vertedero (Tabla 4.4.). Si a esto se une el hecho de que en muchas regiones de España se permite ya a día de hoy la utilización de las escorias en aplicaciones de suelo como construcción de carreteras (MAPAMA, 2012), se estaría consiguiendo reducir notablemente la entrada de residuo a los vertederos.

4.5.7. Resultados ensayo de lixiviación

Los resultados del ensayo de lixiviación muestran una mayor estabilización del material de la planta de Barcelona respecto al material de la planta cántabra, con valores de DBO_5 y COT más bajos, como se corresponde con un tratamiento biológico más intenso y controlado (Tabla 4.10.). Indican lo mismo los valores de pH, básicos en el caso del eluato de RR_{Bar} y por debajo de 7.0 para el de RR_{Can} . Sin embargo, el valor de DQO es mayor en el caso del rechazo catalán que toma valores mayores a los de otros estudios (Griffith y Trois, 2006), probablemente debido a la materia orgánica recalcitrante, es decir, aquella de difícil y por lo tanto lenta degradación.

Aunque también la presencia de nitrógeno es mayor en el caso del residuo cántabro, coincide que en ambos casos apenas un 13 % del total está compuesto por nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal. No hay señales por tanto que se esté produciendo procesos de amonificación o de nitrificación, tal vez debido a la inhibición de los microorganismos con el secado del mamaterial.

En el caso de los residuos de la planta de Barcelona los valores de DBO_5 y nitrógeno amoniacal toman valores similares que los presentados en Griffith y Trois (2006) para residuos tratados. Sin embargo estos parámetros son mayores en el caso del material de Cantabria y se aproximan en mayor grado a los que se muestran en Griffith y Trois (2006) para residuos no tratados. Estos datos confirman la mayor estabilización del rechazo catalán.

Por su parte los residuos RR_{Bar} liberan una mayor cantidad de fluoruros, cloruros y sulfatos que el material RR_{Can} . Esto, unido a su mayor conductividad, indica una mayor presencia de sales en el lixiviado. Fluoruros y sulfatos toman en todos los

casos valores del orden de magnitud de los que obtienen Belgiorno et al. (2007) en el ensayo de lixiviación de residuos tratados aeróbicamente.

Tabla 4.10. Liberación de contaminantes por unidad de masa de muestra seca para todos los tipos de rechazo.

Parámetro	RR _{Can}	ES _{Can}	RRec _{Bar}	RAr _{Bar}	RR _{Bar}
pH	6.90	10.09	7.73	7.54	7.71
Conductividad (mS cm ⁻¹ kg ⁻¹ MS)	0.02	0.02	0.03	0.03	0.05
Alcalinidad (mg g ⁻¹ MS)	5.27	3.59	4.76	2.95	4.54
F ⁻ (mg kg ⁻¹ MS)	<1.46	<4.48	6.11	12.81	6.91
Cl ⁻ (mg g ⁻¹ MS)	2.84	5.34	3.12	2.76	3.08
Nitritos(mg g ⁻¹ MS)	<0.06	<0.18			<0.10
Nitratos(mg g ⁻¹ MS)	0.03	0.20	0.12	0.11	0.12
Fosfatos(mg g ⁻¹ MS)	0.18	<0.02			<0.04
Sulfatos(mg g ⁻¹ MS)	1.84	3.10	2.93	5.91	3.29
DQOs(mg g ⁻¹ MS)	35.32	8.79	36.69	41.25	37.24
DBO ₅ (mg g ⁻¹ MS)	14.64	<0.05	2.38	2.95	2.45
COT (mg g ⁻¹ MS)	27.20		10.20	7.74	9.90
NT (mg g ⁻¹ MS)	2.52		1.10	0.96	1.08
NH ₄ ⁺ -N (mg g ⁻¹ MS)	0.29	8.79			0.02
SD (mg g ⁻¹ MS)	34.56	25.91	36.31	34.30	36.07
SDV (mg g ⁻¹ MS)	18.25	25.34	19.01	15.06	18.54
Cd (mg kg ⁻¹ MS)	0.056	0.143	0.078	0.072	0.077
Zn (mg kg ⁻¹ MS)	3.048	<0.278	4.393	2.326	4.145
Pb (mg kg ⁻¹ MS)	0.490	1.121	0.550	0.417	0.534
Cu (mg kg ⁻¹ MS)	2.193	52.391	3.752	3.388	3.708
Cr (mg kg ⁻¹ MS)	<0.258	<0.789	0.465	0.262	0.441
Ni (mg kg ⁻¹ MS)	1.204	<0.941	1.885	1.118	1.793
Ca (g kg ⁻¹ MS)	2.462	3.902	2.337	1.797	2.272
Na (g kg ⁻¹ MS)	1.805	2.707	2.832	1.518	2.674
Hg (mg kg ⁻¹ MS)	<0.002	<0.004			0.050
As (mg kg ⁻¹ MS)	0.161	<0.090			

En cuanto a la concentración de metales, esta es mayor también para el residuo cántabro, excepto en el caso del cobre y el cromo, si bien las diferencias en los resultados no parecen significativas, siendo la mayor para el calcio del 44.3 % y la menor para el cobre del 1.44 %. En todo caso las concentraciones de metales son bajas, del orden de las que obtiene Pantini et al. (2015) para residuos TMB con aireación forzada durante 28 d, y además no superan los valores más restrictivos para fertilizantes y similares recogidos en la normativa española (Gobierno de España, 2005). Se encuentran, excepto en el caso de níquel, cumpliendo o cerca de cumplir los límites exigidos en vertederos de inertes (Consejo Europeo, 2003).

Por último, en las escorias procedentes de la planta de valorización de Cantabria destaca la alta concentración de cobre. Se observa que en general la concentración de metales en este material es menor que las encontradas en otros estudios, como el de Forteza et al. (2004) o Boni et al. (2003), excepto en el caso del Cu. La concentración de cloruros y sulfatos también es mayor que en estos mismos estudios (Forteza et al., 2004). El lixiviado de este tipo de material tiene una concentración de sólidos disueltos, básicamente volátiles, del orden de la que presentan los rechazos TMB. Habría que tener presente por tanto, a la hora de buscar otras utilidades para la escoria, los parámetros de mayor concentración como el cobre. Además, estas características y sus valores elevados de pH, modificarán las propiedades del lixiviado del rechazo TMB tras su vertido conjunto, haciendo, por ejemplo, algunos componentes menos solubles. Además, según algunos autores como Boni et al. (2003), la co-disposición de escorias y residuos TMB hace que los lixiviados tengan menores concentraciones de cloruros y nitrógeno amoniacal. Según estos mismos autores también disminuirían los asentamientos debido al mayor peso de este tipo de residuos.

4.6. CONCLUSIONES

En este estudio se ha comprobado que los rechazos de plantas de TMB incluyen materiales, de tamaño bastante homogéneo y reducido respecto al residuo convencional sin tratar, encontrándose más del 75% de este por debajo de los 20 mm. Esto permitirá que en vertedero se alcancen mayores niveles de compactación, pero por otro lado, la formación de polvo y barro será mayor al tener un material bastante más fino que en las instalaciones convencionales.

Sin embargo, se ha puesto de manifiesto que las características de los rechazos de las plantas de TMB varían de unos lugares a otros, incluso cuando los procesos de separación y tratamiento son similares, como en el caso de Meruelo y el Ecoparque de Barcelona. A pesar de esta variación con el tipo de planta, es más

determinante el empleo en España del residuo bioestabilizado como material de mejora del suelo. Esto hace que, frente a los residuos TMB que van a vertedero, los de “tipo español” presenten características comunes.

A pesar de tratarse del material del afino de la etapa biológica y de que ya no cuenta con la mayor parte de la materia orgánica (la proporción de piedra, cerámica y vidrio asciende pasando de un 20-30 % en otros trabajos europeos de residuo TMB al 40-60 %), su poder contaminante es menor que el de los residuos sin tratar, pero mayor que el exigido para el vertido de los residuos TMB en otros países europeos. Por tanto, debe seguir considerándose residuo no peligroso, pues en condiciones de vertido aún producirá contaminación líquida y gaseosa que habrá que controlar, como muestran los resultados de los ensayos de lixiviación, potencial bioquímico de metano y sólidos volátiles.

-Su carga contaminante en el ensayo de lixiviación en los dos tipos de rechazos estudiados se encuentra entre 35 y 37 mg g⁻¹ para DQO, entre 2 y 15 mg g⁻¹ para DBO₅ y entre 10 y 27 mg g⁻¹ para COT.

-Su potencial bioquímico de metano desciende en torno a un 80 % respecto a los residuos sin tratar y se sitúa en torno a los valores del residuo TMB de otros trabajos europeos (en torno 30 L kg⁻¹). Lo mismo sucede con la proporción de sólidos volátiles (mayor al 50 %).

-Su contenido en metales, es reducido, no suponiendo el mayor riesgo, cumpliendo por ejemplo sus concentraciones los límites exigidos a los fertilizantes.

Aunque los residuos catalanes, con un tratamiento más intenso debido a la aireación forzada, consiguen concentraciones menores en el ensayo de lixiviación, para reducir el potencial contaminante de este tipo de residuo y ajustarlo a otros estándares europeos más restrictivos, como por ejemplo la norma alemana, sería necesario aumentar el tratamiento de estabilización.

Con todo esto, teniendo en cuenta que el rechazo no es un material inerte, para un mayor aprovechamiento del material estudiado y una reducción del vertido se plantean las siguientes alternativas:

-El rechazo contiene porcentajes importantes de vidrio, sería recomendable en estos casos la instalación de un sistema que permitiese su recuperación. Por ejemplo en la planta de Cantabria, con más de un 50% de vidrio en su rechazo se recupera desde hace dos años el 90% de este material, reduciendo la cantidad vertida en un 47 %.

-El material de rechazo tiene un poder calorífico adecuado para su co-incineración. Especialmente después de instalar el sistema de recuperación de vidrio y si mediante tamizado y separación densimétrica de los mismos se eliminan otros materiales inertes como las piedras y cerámicas. Esto permitiría alcanzar reducciones en la cantidad de rechazo vertido de hasta el 80 %.

Las escorias depositadas en vertedero tienen tamaños similares al material de rechazo, están compuestas principalmente por piedras, cerámica y vidrio y aportarán al lixiviado del rechazo de afino, un pH básico y una menor carga orgánica así como algunos contaminantes extra de especial relevancia a la hora de buscar una posible utilización de este material en el caso del material cántabro una mayor concentración de cobre y amonio.

4.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Belgiorno, V.; Panza, D.; Amodio, V. y Russo, L. (2007). "MSW stabilized organic fraction landfilling". Actas del congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.

Boni, M.R.; Chiavola, A.; Napoleoni, Q.; Scaffoni, S. y Stacul, E. (2003). "Biochemical and mechanical behaviour of different pre-treated waste". Actas del congreso *Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2003.

Consejo Europeo (2003). "Decisión 2003/33/CE por la que se establecen los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CE". *DOUE*, vol. 11, pags. 27-49.

Forteza, R.; Far, M.; Seguí, C. y Cerdá, V. (2004). "Characterization of bottom ash in municipal solid waste incinerators for its use in road base". *Waste management*, vol. 24, 9, 2004, pags. 899-909.

Fucale, S.P.; Jucá, J.F.T.; Muennich, K. y Bauer, J. (2007). "Study of the mechanical behaviour of mtb-waste". Actas del congreso *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2007.

Gallardo, A.; Colomer, F.J.; Edo, N. y Sánchez, I. (2014). "Estudio de la situación actual de las plantas de tratamiento mecánico-biológico en España". *Congreso nacional del medio ambiente (CONAMA)*, 2014.

Genon, G. y Brizio, E. (2008). "Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF". *Waste Management*, vol. 28, pags. 2375-2385.

Griffith, M. y Trois, C. (2006). "Long-term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality". *Water SA*, Vol. 32 (3), pags. 307-314.

Korz, D. (2005). "Status and trends of the residual waste treatment option in selected EU member states: Spain". Actas del congreso *The future of residual waste management in Europe*.

Lapeña, P (2017). "Caracterización experimental del comportamiento resistente de vertederos de residuos sólidos urbanos convencionales (R.S.U.) y sometidos a pre-tratamiento (R.S.U.-M.B.T.)". Tesis doctoral en fase de defensa. Universidad de Cantabria.

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (2012). "Escorias y cenizas de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU)". *Catálogo de residuos utilizables en construcción*. Madrid, España.

Münnich, K.; Bauer, J. y Fricke, K. (2007). "Hydraulic properties of MBT materials". Actas del Congreso *Second International Workshop: Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Southampton, Inglaterra, Abril de 2007.

Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F. (2015). "Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests". *Waste management*, Vol. 28, pags. 22-32.

Ponsa, S.; Gea, T.; Alerm, L.; Cerezo, J. y Sanchez, A. (2008). "Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process". *Waste management*, Vol. 28, pags. 2735-2742.

Gobierno de España (2005). "Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes".

Siddiqui A.A.; Richards, D.J. y Powrie, W. (2012). "Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes". *Waste Management*, vol. 32 (7), pags. 1420-1426.

UNE-EN 15359 (2012). Combustibles sólidos recuperados. Especificaciones y clases.

UNE-EN 15170 (2009). Caracterización de lodos. Determinación del poder calorífico.

UNE-EN 14899 (2007). Caracterización de residuos. Toma de muestras de residuos. Esquema para la preparación y aplicación de un plan de muestreo.

UNE-EN ISO 11734 (1999). Calidad de agua. Evaluación de la biodegradabilidad anaerobia final de los compuestos orgánicos con lodos en digestión. Método por medida de la producción de biogás.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S. (1993). "Disposal of solid waste and residual matter in Integrated solid waste management". *McGraw-Hill, Inc., United States of America*, pp. 97-98.

Velis, C.A.; Longhurst, P.J.; Drew, G.H.; Smith, R. y Pollard S.J.T (2009). "Biodrying for mechanical—biological treatment of wastes: A review of process science and engineering". *Bioresource Technology*, Vol. 100, 2747–2761.

Zach, A.; Binner, E. y Latif, M. (2000). "Improvement of municipal solid waste quality for landfilling by means of mechanical-biological pretreatment". *Waste Management & Research*, vol. 18 (1), pags. 25-32.

CAPÍTULO 5.
ENSAYOS NO
CONVENCIONALES
EN COLUMNAS

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

5.1. INTRODUCCIÓN	119
5.2. OBJETIVOS	121
5.3. METODOLOGÍA	121
5.3.1. Ensayo de lixiviación según la norma CEN/TS 14405	123
5.3.2. Descripción de las columnas piloto	125
5.3.3. Preparación de la muestra	126
5.3.4. Llenado de las columnas	127
5.3.5. Ensayos de lavado de contaminantes	128
5.3.6. Ensayos de trazadores	130
5.3.7. Ensayos de lixiviación post lavado	130
5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	131
5.4.1. Variabilidad de los ensayos CEN/TS sobre residuos del rechazo	132
TMB	
5.4.2. Efectos de la escala en el lavado de contaminantes	138
5.4.2.1. Evolución de los contaminantes	138
5.4.2.2. Comparación con el ensayo de lixiviación convencional	145
5.4.2.3. Relación entre la movilidad de los contaminantes	146
5.4.3. Lixiviación de contaminantes post tests	151
5.4.4. Comparación de los resultados con los de un residuo convencional degradado en vertedero	155
5.4.5. Comportamiento hidráulico bajo condiciones de saturación	159
5.5. CONCLUSIONES	162
5.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	164

5.1. INTRODUCCIÓN

La evolución en el tiempo de la emisión de contaminantes líquidos es uno de los aspectos que más preocupa una vez que los residuos se disponen en vertedero, por el impacto ambiental que generan, y por los gastos económicos necesarios para tratar este líquido. Sin embargo, hay una incertidumbre considerable acerca de cómo fluye el agua a través de los residuos una vez se infiltra y sobre cómo se libera la masa de contaminantes a través del tiempo en contacto con el líquido. A estas cuestiones se añaden otras relacionadas con la posibilidad de “lavar” de una manera controlada y eficiente a través de la inyección de flujos adicionales dicha masa. Esta falta de información es mayor para los residuos TMB ya que gran parte de los estudios sobre este tipo de material se centran en investigar las propiedades físico-químicas de los mismos, así como en el estudio de las emisiones de gases (Pantini et al., 2015; Münnich et al., 2007).

Respondiendo a esta necesidad, existen varios estudios publicados en columnas piloto. Como se vio en el capítulo 2, el ensayo en lisímetros (normalmente en forma de columna) es uno de los tres tipos de ensayos que se utiliza para estudiar el lixiviado. En estos trabajos se trata de caracterizar el transporte de contaminantes y trazadores conservativos a través de los residuos sólidos urbanos. Por ejemplo, la Universidad de Southampton desarrolló un trabajo en el que se comparaba el efecto de diferentes regímenes hidráulicos sobre residuos vertidos en columnas piloto de 0.8 m de diámetro. Los experimentos se describen en Hudson et al. (2011) y Hudson et al. (2013). Sin embargo, como este, la mayoría de los estudios en columnas piloto no se ajustan a una normativa, no están estandarizados, lo que no permite contrastar los resultados con los de otros trabajos. Para que esto sea posible se debe recurrir a ensayar el material ajustándose a la norma CEN/TS 14405, la única publicada hasta el momento con este objetivo.

Este método de ensayo también se ha incorporado (como norma europea o como normas nacionales diferentes, con condiciones de prueba muy similares) a la legislación de gestión de residuos de varios países europeos para evaluar si los materiales residuales cumplen los valores límite de lixiviación asociados a su utilización como sustitutos de materias primas o a su aceptación en vertederos (Hjelmar et al., 2013). Según estos mismos autores, se trata de un tipo de ensayo que es reproducible en distintos laboratorios si se cumple una condición esencial en el desarrollo del mismo, el equilibrio en el sistema. Se considera la concentración de equilibrio, la máxima para la cual el material no experimenta cambios químicos. Para que esto se cumpla es clave el tiempo de contacto inicial,

antes de que empiece a circular el agua en la columna, entre el líquido y el residuo. Si este es el adecuado y se alcanza el equilibrio los resultados no dependerán del tamaño de la columna o del caudal de agua utilizado (Kalbe et al., 2007). Guyonnet et al. (2008) obtienen similares resultados en trabajos en los que también ensayan columnas de diferentes dimensiones. Sin embargo, hay otros autores que si encuentran una limitación en el tamaño de la columna y por tanto diferencias de escala. Por un lado en este tipo de ensayos, el tamaño de la columna condiciona el tiempo de contacto de los residuos con el agua y esto afecta a la evolución de los contaminantes según presenta Lopez-Meza et al. (2010). Pero además, en el caso de la normativa CEN/TS 14405, la columna se limita a diámetros por debajo de 10 cm, lo que dificulta la consecución de las características en vertedero, haciendo, que según otros autores también existan diferencias de escala por esta razón (Fellner et al., 2009; Di Maria et al., 2013).

El ensayo de percolación CEN/TS 14405 es un test alternativo al de lixiviación utilizado en el capítulo 4 (UNI EN 12457-4, 2002). El ensayo de lixiviación es más fácil de llevar a cabo, sin embargo se ha demostrado que en situaciones específicas, la relación líquido/sólido para la que se lleva a cabo es demasiado alta para proporcionar resultados fiables (Kosson et al., 2002). Esto se debe principalmente a las diferentes condiciones de agitación y efectos de dilución en ambos ensayos, ya que la concentración de los contaminantes en el líquido no sólo depende de la cantidad total sino también de la cantidad disponible y de la cinética de liberación. La cantidad disponible se puede estimar a través del ensayo de lixiviación, pero la información normalmente es limitada debido a la falta de estimación de la cinética de liberación (Lopez-Meza et al., 2010). A pesar de ello, diferentes autores han encontrado buenas relaciones entre ambos tipos de ensayos (Delay et al., 2007; Lopez-Meza et al., 2008). Sin embargo, aunque el ensayo de lixiviación es el más utilizado para conocer el potencial de liberación de contaminantes en los residuos (Grathwohl y Susset, 2009), no permite realizar una extrapolación del comportamiento a largo plazo y por tanto a vertederos reales. Por eso hoy en día los ensayos de percolación en columnas se consideran los más adecuados para simular el flujo a lo largo de material y el comportamiento del lixiviado, es decir la evolución de los contaminantes, en un periodo largo de tiempo (Lopez-Meza et al., 2008).

En general, el eluyente de las columnas muestra una disminución de las concentraciones con el tiempo que depende de la dispersión, la advección y otros parámetros como el retardo por adsorción o la disminución de contaminantes orgánicos por reacción (Kalbe et al., 2007). Por eso algunos autores estudian la opción de aplicar este tipo de ensayos como una técnica para reducir la

contaminación, bien previa al vertido (Cossu y Lai, 2012), bien directamente *in situ* (Hudson et al., 2011). Por otro lado se ha observado que existe una relación entre la materia orgánica del material y los componentes inorgánicos: un incremento de la concentración de DQO conlleva un incremento de la disponibilidad de la mayoría de los metales debido a la complejización de estos (Antoniadis y Alloway, 2002; Pantani et al., 2015).

En el presente trabajo se describen los resultados de diferentes ensayos de lavado de contaminantes y trazadores realizados en las Universidades de Southampton y Cantabria sobre la corriente de rechazo, que contribuyen a aumentar la información sobre la liberación de la masa contaminante en este tipo de material, evaluando a la vez la aplicabilidad de este tipo de ensayos en columna.

5.2. OBJETIVOS

En este capítulo se estudia el comportamiento de los rechazos TMB en distintos ensayos de lavado de contaminantes y trazadores en columnas de distinto tamaño para conocer cómo se liberan los contaminantes en condiciones de vertido y extraer información complementaria a la caracterización realizada en el capítulo anterior que proporcione información sobre el comportamiento a largo plazo.

Además, se pretendió dar respuesta a los siguientes objetivos específicos:

- Conocer cómo afectan las diferencias de escala a los resultados a través de la utilización de columnas piloto de diferentes tamaños.
- Conocer la variabilidad de los ensayos bajo la normativa CEN/TS 14405.
- Analizar la efectividad de lavado de contaminantes con este método de adición de agua y su aplicabilidad a vertedero.
- Analizar la relación entre parámetros orgánicos e inorgánicos al lixiviar.
- Establecer relaciones entre los resultados para los rechazos TMB en columnas con aquellos medidos en los ensayos de lixiviación.
- Establecer relaciones entre los resultados TMB y los obtenidos para residuos urbanos convencionales ya degradados en vertedero.
- Conocer el comportamiento hidráulico del rechazo TMB.

5.3. METODOLOGÍA

Para cumplir con los objetivos anteriormente citados, se determinó realizar seis tipos de experimentos distintos, que en los siguientes apartados se detallan y de manera esquemática se presentan en la Fig. 5.1.:

- Ensayo de percolación de flujo ascendente en régimen saturado de acuerdo a la normativa CEN/TS 14405, sobre rechazos TMB menores de 8 mm (cribados) en columna pequeña (columnas A y B).
- Ensayo de trazadores utilizando Bromuro de Litio en régimen saturado sobre rechazos TMB menores de 8 mm (cribados) en columna pequeña.
- Ensayo de percolación de flujo ascendente en régimen saturado de acuerdo a la normativa CEN/TS, sobre rechazos TMB cuyo tamaño se redujo hasta ser menor a 8 mm en columna pequeña (columnas C y D).
- Ensayo de trazadores utilizando Bromuro de Litio en régimen saturado sobre residuos TMB cuyo tamaño se redujo hasta ser menor a 8 mm en columna pequeña.
- Ensayo de percolación de flujo ascendente en régimen saturado de acuerdo a la normativa CEN/TS, sobre rechazos TMB en columna mediana (columna I).
- Ensayo de trazadores utilizando Bromuro de Litio en régimen saturado sobre rechazos TMB en columna mediana.

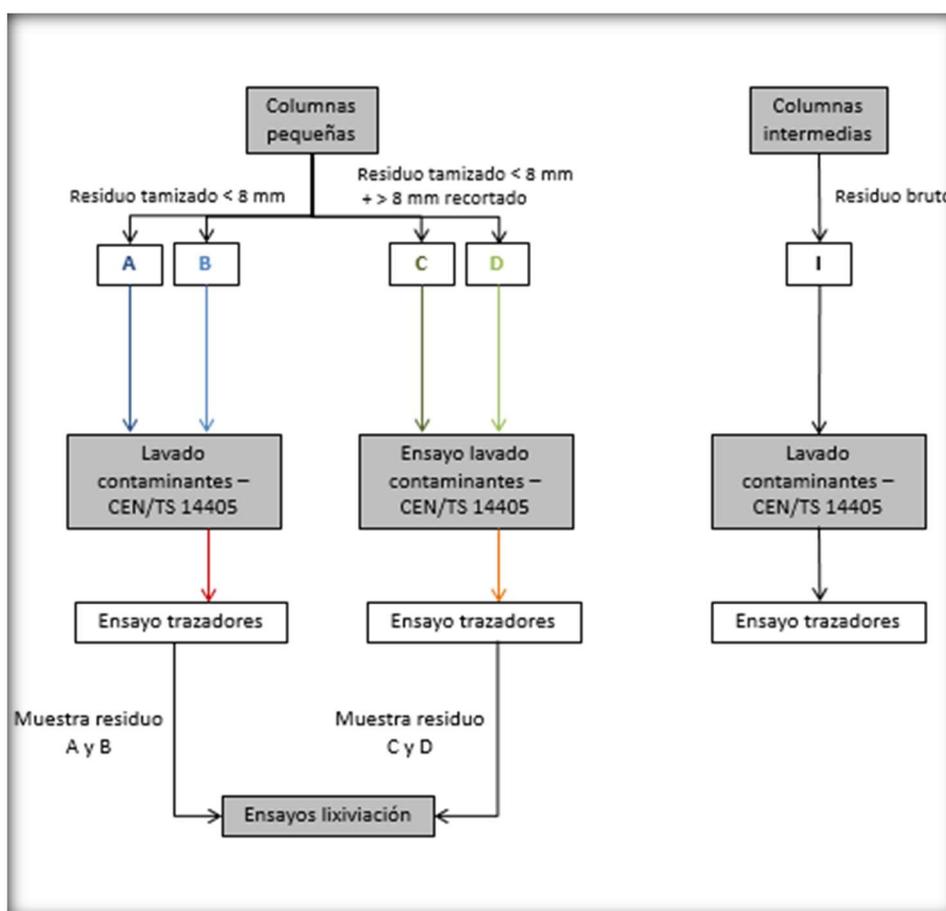


Figura 5.1. Resumen de los ensayos llevados a cabo en columnas piloto.

En este apartado se describen los ensayos de percolación y trazadores conservativos llevados a cabo sobre residuos de rechazo TMB en diferentes

columnas piloto. Parte de los ensayos, en concreto todos aquellos llevados a cabo en lo que se denominará en adelante “columnas pequeñas”, se realizaron en la Universidad de Southampton en Inglaterra y otra parte, las pruebas denominadas “columnas medianas”, en los laboratorios del GIA en la Universidad de Cantabria.

Además se realizó un ensayo de lixiviación sobre las muestras de dos de las columnas pequeñas para, comparándolo con los resultados del ensayo de lixiviación del capítulo 4 y la cantidad de contaminante lavado en estos ensayos, poder establecer un balance de masas. Por último se llevó a cabo un análisis estadístico de las medidas obtenidas para los distintos parámetros, con el fin de extraer relaciones entre variables.

5.3.1. Ensayo de lixiviación según la norma CEN/TS 14405

Los ensayos de percolación se ajustan al ensayo CEN/TS 14405: 2004 “Caracterización de residuos – prueba de comportamiento de lixiviación – ensayo de percolación de flujo ascendente (bajo condiciones específicas)” que se describe a continuación.

Este ensayo está dirigido a material granular inorgánico o residuos con tamaño reducido para evaluar el comportamiento de lixiviación de estos materiales en función de la relación líquido/sólido (L/S). El material de ensayo se lixivia con agua destilada en una columna cilíndrica vertical que opera en flujo ascendente (15 ± 2 cm día⁻¹ para la columna vacía), utilizando una altura de columna de 30 ± 5 cm y un diámetro de 5 cm o 10 cm, dependiendo de la distribución del tamaño de partículas para que el ensayo sea representativo de la muestra (ver Tabla 5.1.).

Tabla 5.1. Tipo de columna a utilizar en el ensayo de percolación respecto al tamaño de partícula del residuo utilizado (porcentaje en base húmeda) (elaboración propia a partir de la norma CEN/TS 14405).

Fracción < 4 mm	Fracción ≥ 10 mm	Columna a utilizar
≥ 95 %		Columna de 5 o 10 cm sin reducción de tamaño
80 % a 95 %	≤ 5 %	Columna de 5 cm con reducción del tamaño de la fracción > 4 cm o columna de 10 cm sin reducción de tamaño
≤ 80 %	≤ 5 %	Columna de 10 cm sin reducción de tamaño
	> 5 %	Columna de 10 cm con reducción de tamaño de la fracción > 10 cm

En la parte inferior y superior, la columna está equipada con una placa de filtro o una capa fina de arena de cuarzo, cuya función es distribuir el agua uniformemente en la entrada y evitar el arrastre de partículas finas con el eluato a la salida (Fig. 5.2.). La recogida de muestras se produce dentro del rango líquido/sólido de 0.1 a 10 L kg⁻¹ (L/S = 0-0.1, 0.1-0.2, 0.2-0.5, 0.5-1, 1-2, de 2-5 y 5-10 L kg⁻¹).

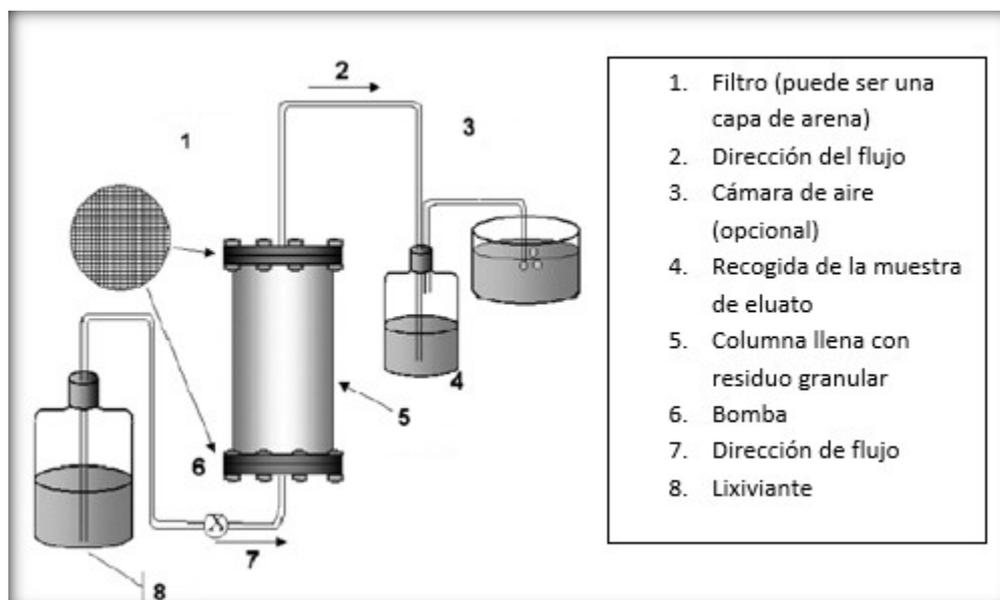


Figura 5.2. Diagrama de la puesta a punto del ensayo en columna (obtenido de la norma CEN/TS 14405).

5.3.2. Descripción de las columnas piloto

Tanto las columnas utilizadas en Inglaterra como las usadas en Cantabria, están fabricadas principalmente en metacrilato, con tapas de acero inoxidable fácilmente desmontables y juntas intermedias que aseguran la estanqueidad de las mismas. Ambas disponen además de pasamuros tanto en la tapa inferior como en la superior, que en este caso se han utilizado para la entrada y salida de líquido. El tamaño de las columnas utilizadas en Inglaterra es de 80 mm de diámetro y 200 mm de altura. Por su parte las columnas de los ensayos en Cantabria miden 200 mm de diámetro y 800 mm de altura (Imágenes 5.1. y 5.3.). Por tanto las columnas pequeñas tenían un tamaño intermedio a los dos que marca la normativa CEN/TS 14405 (5 o 10 cm), mientras que las medianas no se ajustaban a normativa, pero se ensayaron bajo el mismo procedimiento.



Imagen 5.1. Detalle del cuerpo y las tapas superior e inferior de una de las columnas pequeñas utilizadas en los ensayos de Inglaterra.

Para realizar los ensayos se utilizaron además tuberías flexibles de PVC plastificado del diámetro 1 cm en el caso de las columnas pequeñas y 3 cm en el de las medianas, para conducir tanto el efluente como el afluente y una bomba peristáltica dosificadora Watson Marlow 505s en los ensayos realizados en Inglaterra y modelo AKS 603 en los ensayos de Cantabria.

5.3.3. Preparación de la muestra

Las muestras utilizadas en cada uno de estos ensayos fueron extraídas de uno de los residuos estudiados en el capítulo 4 de este documento. En concreto el rechazo procedente del afino de la planta de tratamiento mecánico-biológico en Meruelo (Cantabria). La forma de muestreo fue descrita en el capítulo 4.4.1. En el caso del material utilizado en Inglaterra, este fue pretratado secándose en estufa a 80 °C para minimizar la degradación del mismo, ya que iba a pasar un tiempo almacenado de aproximadamente dos meses, desde su recogida hasta su ensayo. Sin embargo el material depositado en las columnas de Cantabria fue muestreado y directamente ensayado. De ahí las siguientes diferencias en cuanto a humedad inicial:

Humedad relativa material utilizado en Inglaterra: 2.7 %

Humedad relativa material utilizado en Cantabria: 28.3 %

La Tabla 5.1. basada en la normativa CEN/TS 14405, establece que el residuo a utilizar en las columnas pequeñas debía ser menor a 8 mm. Se seleccionaron dos tipos de materiales a ensayar cumpliendo esta condición (Tabla 5.2.):

- Por un lado se tamizó el residuo con un tamaño de paso de criba de 8 mm, y se tomó el material pasante para ensayar las columnas A y B (Imagen 5.2.A).
- Por otro se tamizó de la misma forma el material para tomar el material menor de 8 mm, pero esta vez se mezcló con el residuo mayor de 8 mm cuyo tamaño se redujo hasta cumplir la normativa recortándolo con tijera. Este material mezcla se utilizó en las columnas C y D (Fig. 5.2.B).



Imagen 5.2. Fotografías del residuo menor de 8 mm (A) utilizado en las columnas A y B y del residuo recortado (B) utilizado en las columnas C y D.

Por su parte las columnas intermedias se llenaron directamente con rechazo (Imagen 5.3.) sin ninguna preparación especial, no encontrándose material que superase los 300 mm de tamaño.

Tabla 5.2. Resumen de los tipos de materiales y columnas utilizados en los ensayos de lavado de contaminantes y trazadores, la masa de residuo ensayado, así como el caudal de agua utilizado en cada caso.

Columna	Pequeña $\Phi = 80 \text{ mm}$				Intermedia $\Phi = 200 \text{ m}$
	Residuo tamizado < 8 mm		Residuo < 8 mm + > 8 mm recortado		Residuo bruto
Identificador columna	A	B	C	D	I
Peso seco residuo (g)	447	448	561	586	12210
Caudal (mL h ⁻¹)	32.29	33.27	38.21	32.03	202.20

5.3.4. Llenado de las columnas

Todas las columnas piloto se llenaron siguiendo el siguiente procedimiento: se dispuso un filtro GF/A del diámetro adecuado en cada caso en el fondo de las mismas. A continuación se añadió en torno a 1.5 cm de arena seca de cuarzo en las columnas pequeñas, tal y como marca la normativa, y 8 cm en las medianas. Sobre la arena se vertieron 3 capas de residuo, cada una de las cuales se compactó mediante golpeo con discos cilíndricos de un peso de 250 g y 500 g respectivamente. Tras el residuo, completaron la columnas de nuevo capas arena de similar espesor a las inferiores, de tal forma que estas quedaron llenas en todos los casos. Otro filtro GF/A que evitaba la obturación cerraba cada columna en la parte superior. En la Tabla 5.2. se recoge el peso de residuo seco con el que se llenó cada columna.

En la prueba con columnas piloto de tamaño intermedio estaba planificado utilizar dos columnas, pero se tuvo que inutilizar una en último momento por problemas de hermeticidad difícilmente reparables a corto plazo.



Imagen 5.3. Fotografías de una de las columnas pequeñas utilizadas en Inglaterra (izquierda) y de las columnas intermedias usadas en Cantabria (derecha).

5.3.5. Ensayos de lavado de contaminantes

En todos los casos se realizó en primer lugar el correspondiente ensayo de lavado de contaminantes, es decir, el ensayo de lixiviación basado en la norma CEN/TS 14405.

Las columnas con igual tipo de residuo se ensayaron al mismo tiempo, es decir, A y B por un lado, y C y D por otro. Una vez llenas, se saturaron con agua destilada y se dejaron reposar tres días para establecer condiciones de equilibrio entre las diferentes alturas de la misma. El sistema se encontraba “en equilibrio” si la diferencia en el pH entre dos tiempos próximos era menor a 0.5 una vez el agua empezaba a circular de nuevo por la columna. Si esta condición se cumplía, se ponía en funcionamiento de nuevo la bomba dosificadora que introducía agua destilada por la parte inferior de las columnas, a una velocidad tal que el caudal en cada caso (Tabla 5.2.) equivalía a aproximadamente 15 cm día^{-1} a lo largo de la columna, como requiere la norma. El líquido recorría la columna saturada de abajo hacia arriba de tal modo que la muestra se recogía en la parte superior de la columna. Los tiempos de recogida para las relaciones $L/S = 0.1, 0.1, 0.3, 0.5, 1, 3, 5$ y 10 se calcularon a través de la Ec. 5.1., aplicándose pequeños reajustes en la relación para poder recoger todas las muestras en horas de apertura de los centros donde se encontraban los laboratorios. Además, sobre todo en Inglaterra, se tomaron muestras adicionales, algunas de ellas a través de un colector automático (Imagen 5.4.).

$$t = \frac{\frac{L}{S} \times m_0 \times 1000}{24 \times C} \quad 5.1.$$

siendo t el tiempo de toma de muestra en días, m_0 el peso de residuo seco inicial en kg y C el caudal en mL h^{-1} .



Imagen 5.4. Sistema de recolección de muestras durante el ensayo de lavado de contaminantes en columnas pequeñas.

Para tomar las muestras en la columna mediana (columna I) se utilizó el mismo procedimiento descrito.

Para cada muestra de todas las columnas se determinó, a través de la metodología y equipamiento descritos en el capítulo 3, la concentración de los siguientes parámetros: pH, conductividad, carbono orgánico total, nitrógeno total y distintos metales (Cr, Fe, Zn, Ni, Pb, Cd, Na, Ca, Mg, Mn, K, Li, Al, Mo y Co).

Con el fin de conocer la carga de contaminante liberado, durante todo el ensayo o para una cierta relación L/S, por unidad de masa se considero que: al tener una serie de medidas discretas de la contaminación en función de la relación L/S, cada concentración medida era representativa de un volumen de agua. Así:

$$\text{Carga contaminante (mg kg}^{-1}\text{ MS)} = C (\text{mgL}^{-1}) \cdot (V_1 (\text{L}) - V_2 (\text{L})) / P_s (\text{kg})$$

Donde C es la concentración medida del contaminante, P_s la masa del residuo ensayado en la columna en peso seco (MS) y V_1 y V_2 los volúmenes de agua entre los que se consideró la concentración medida constante.

Durante la estancia en Inglaterra se intentó realizar un ensayo de lavado de contaminantes con flujo descendente y sin condiciones de saturación, pero no fue posible debido a que el orificio de salida era tan pequeño en relación a la columna, que el agua se acumulaba en el fondo por capilaridad.

Por otro lado, en Inglaterra, se colaboró en los ensayos sobre otro tipo de material, residuo sólido degradado (RSD) obtenido de un vertedero de Inglaterra en el que fue depositado diez años atrás. Se utilizaron para ello las mismas columnas de 0.08 cm de diámetro, bajo la misma norma, y los finos del RSD obtenidos del material utilizado por Hudson et al. (2013) en sus ensayos y previamente caracterizado en Velkushanova (2012). Los resultados obtenidos en este ensayo se comparan en el apartado de resultados con los de los residuos TMB.

5.3.6. Ensayos de trazadores

Para estos ensayos se utilizó una solución de bromuro de litio a una concentración de 20 mg Br L⁻¹ preparado a partir de la mezcla de 108.7 mg de Bromuro de Litio (LiBr) comercial con 5 L de agua destilada. Una vez finalizado el ensayo de lavado de contaminantes, manteniendo la condición de saturación y un flujo ascendente similar, se hizo pasar por la columna la solución de LiBr. Este ensayo se llevó a cabo sobre las columnas pequeñas B, D y la intermedia I (Fig. 5.1.). Simultáneamente al flujo de trazador, se fue midiendo, en el caso de las columnas pequeñas, la concentración de bromo de las muestras que se iban tomando a través de un electrodo selectivo de bromo Thermo Orion 9635BN y, en el caso de la columna intermedia, la concentración de litio con el equipo descrito en el capítulo 3. La operación se repitió los días necesarios, con al menos dos muestras cada día, hasta que la concentración en la salida alcanzó el valor en la entrada. Entonces nuevamente se hizo pasar agua destilada por la columna y se continuó con la toma de muestras y la medida de las concentraciones en la salida, hasta que esta fue próxima a cero.

El electrodo selectivo de bromo utilizado en Inglaterra consistía en una sonda Thermo Scientific Orion, que calibrada con soluciones preparadas a partir del bromuro de litio comercial, proporcionaba una medida aproximada del bromo que contenía cada muestra. Sin embargo para obtener una medida precisa tanto de las concentraciones de bromo como de litio, se utilizó el equipo ICPMS descrito en el capítulo 3. Por su parte en Cantabria las concentraciones de litio y de bromo se obtuvieron a través de un espectrómetro de absorción atómica y laboratorio externo respectivamente, tal y como se recoge en este capítulo 3.

5.3.7. Ensayos de lixiviación post lavado

Después de los ensayos de trazadores todas las columnas fueron desmanteladas. Además se muestreó una parte del residuo ensayado, se secó en estufa a 80 °C y se determinó su humedad. Entonces se preparó parte del material seco para realizar un ensayo de lixiviación según las condiciones exigidas por la normativa y recogidas en la sección 3.3. Al eluato obtenido en cada caso se le aplicaron todos

los análisis de líquidos recogidos en la sección 3.4. En concreto, el ensayo de lixiviación se realizó sobre los dos tipos de muestra utilizados en Inglaterra: el residuo pasante del tamiz de 8 mm y todo el residuo reducido su tamaño a menos de 8 mm.

De esta forma se pudo realizar una comparación entre la cantidad (total y para una cierta relación L/S) de contaminantes lavados en el ensayo de cada columna, con las concentraciones obtenidas para estos mismos contaminantes en los ensayos de lixiviación pre y post lavado.

5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se muestra y discute la parte más relevante de los resultados de los 6 ensayos realizados, mientras que el anexo II recoge el resto de gráficos obtenidos a partir de los test.

En este apartado, en primer lugar, se analiza la variabilidad de los ensayos comparando los resultados de los test en iguales condiciones (A y B; C y D).

A continuación se estudia el efecto de la escala en los resultados, tanto a través de las gráficas, como de la cantidad de contaminantes lavados para una relación L/S determinada. Además, se comparan los resultados con los del ensayo de lixiviación convencional. En un tercer bloque se analizan los ensayos de lixiviación llevados a cabo sobre las muestras una vez terminó el ensayo de percolación. Seguidamente se evalúan los resultados obtenidos en los ensayos de lavado de contaminantes para distintos tipos de residuos (rechazo TMB y residuo convencional degradado). Por último, se presentan los resultados hidráulicos del ensayo de trazadores.

Las medidas de los ensayos de lavado de contaminantes se presentan en gráficas en las que se observa la evolución de cada contaminante frente a la relación líquido sólido (L/S). Como se ha visto, algunas columnas poseen el mismo material y fueron ensayadas a la vez, A y B y C y D, y por tanto podría ser interesante comparar muestra por muestra a lo largo del ensayo. Sin embargo, en la Fig 5.3. se observa que las pequeñas diferencias en el flujo y masa de residuo utilizado, producen diferencias mayores en los tiempos de muestreo que no hacen posible utilizar esta representación, pues dificulta la comparación. Además, la representación frente a la relación L/S, permite realizar comparaciones con los datos procedentes de otros tipos de ensayos como el de lixiviación convencional o el de otras columnas de distinto tamaño (Grathwohl y Susset, 2009).

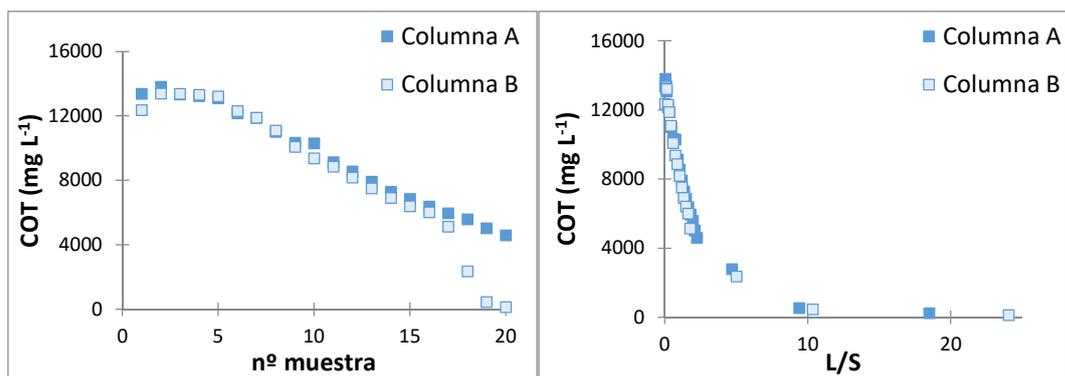


Figura 5.3. Concentración de carbono orgánico total frente al número de muestra (izquierda) y frente a la relación líquido / sólido (derecha).

De igual modo este tipo de gráficas son las que se utilizan para intentar extrapolar los resultados de laboratorio a campo, pues tienen en cuenta la cantidad de líquido que pasa por unidad de sólido (Fellner et al., 2009).

Por otro lado, debido a problemas en la medida, durante el análisis de datos se han eliminado algunos resultados como los de aluminio, cobalto, litio y molibdeno, o los de cromo y cadmio para las columnas C y D.

5.4.1. Variabilidad de los ensayos CEN/TS sobre residuos del rechazo TMB

Como se ha comentado en la metodología, las experiencias de lavado de contaminantes se llevaron a cabo por duplicado. En este apartado se comparan entre sí los resultados de las columnas pequeñas que se ensayaron a la vez y con el mismo material, es decir, A con B y C con D, con el fin de conocer la variabilidad de los resultados del ensayo que condicionará la comparación entre tipos de ensayos de residuos.

Por un lado en las Figs 5.4. y 5.5. se observa que la evolución en el tiempo del carbono orgánico total y el nitrógeno total es en ambos casos similar, encontrándose en los dos concentraciones de inicio que no difieren en más de un 10 % y que discurren paralelamente a medida que se inyecta agua en la columna. Si se consideran estas gráficas y las de conductividad (Fig.5.6.), los ensayos parece que se replican fielmente. En la tabla 5.3., que muestra los valores medios de carga emitida por estas columnas duplicadas junto con su error, se confirma esta similitud. Para relaciones L/S próximas a 10, en el caso de las columnas A y B para estos parámetros (COT y NT), la desviación estándar supone menos de un 2% del valor medio. Lo mismo ocurre para las columnas C y D para las que la desviación estándar está por debajo del 5 % de la media medida tanto para COT como para NT a esta misma relación L/S=10.

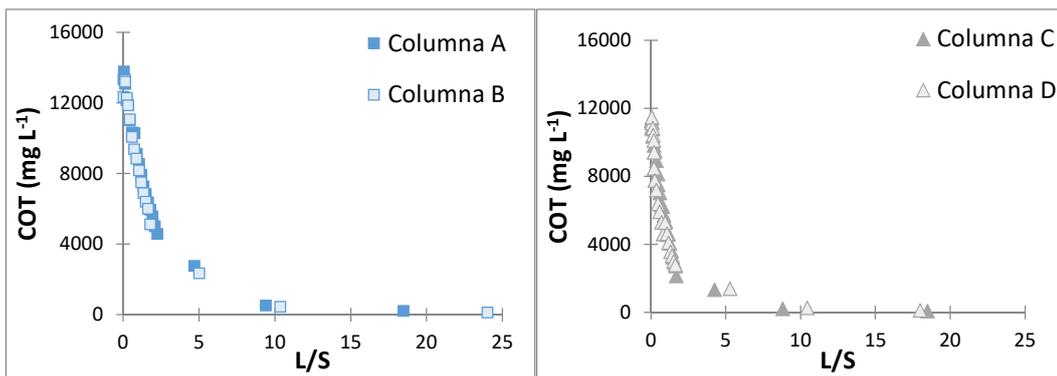


Figura 5.4. Resultados de la concentración de carbono orgánico total en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo.

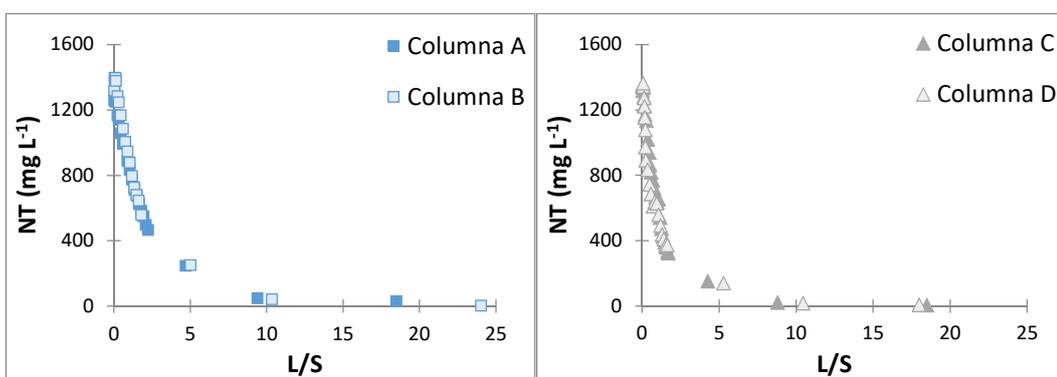


Figura 5.5. Resultados de la concentración de nitrógeno total en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo.

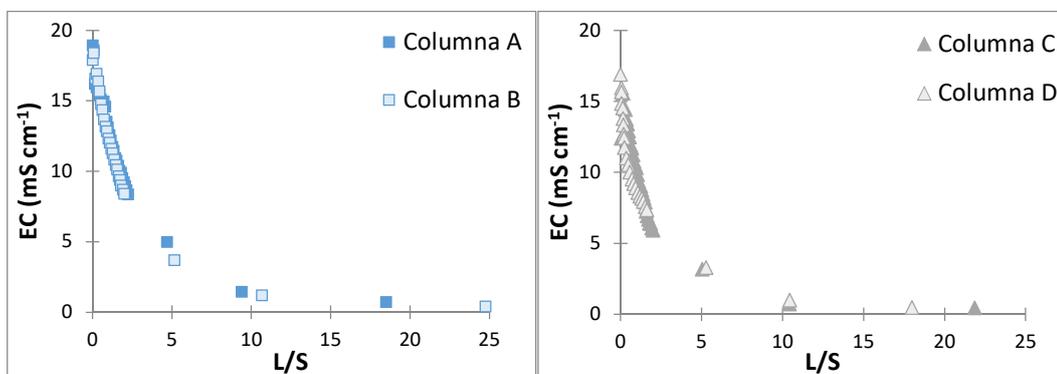


Figura 5.6. Resultados de la conductividad en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo.

En los resultados de algunos metales se observan diferencias en la forma de lixiviar de un mismo contaminante en columnas con condiciones similares, lo que conlleva que la cantidad total de contaminante liberado sea desigual entre algunas de las columnas. Se encuentran desde diferencias en la concentración inicial, como en el caso del hierro especialmente para residuos tamizados (diferencias mayores al 66 % en las columnas A y B) (Fig. 5.7.) o en el del sodio para residuos cuyo tamaño se redujo (diferencias del 50 % en las columnas C y D) (Fig. 5.8.), hasta

disparidad durante todo el ensayo, como por ejemplo la que muestra la Fig 5.9. respecto al cinc para las columnas C y D. Sin embargo, estas diferencias no se corresponden en todos los casos con desigualdades importantes en la cantidad de contaminantes lavados al final del ensayo. Por ejemplo, en el caso del cinc la tabla 5.3. muestra que para una L/S de 10, la desviación estándar de la carga liberada por las columnas C y D, es inferior al 3 % de la media, habiéndose lavado cantidades similares de contaminante en ambas columnas a pesar de que la columna C lixivia siguiendo un curva exponencial y la D prácticamente lineal (Fig. 5.9.). La columna C se ajusta al modelo de dispersión-advención que habitualmente siguen los componentes orgánicos y la mayoría de contaminantes, mientras que parece que, la concentración inicial de cinc va lavando de manera constante en la columna D (Kalbe et al., 2007). Lo mismo sucede para el sodio (Fig. 5.8.) con una desviación estándar para estas mismas columnas y esta misma relación L/S, inferior al 5 % de la media.

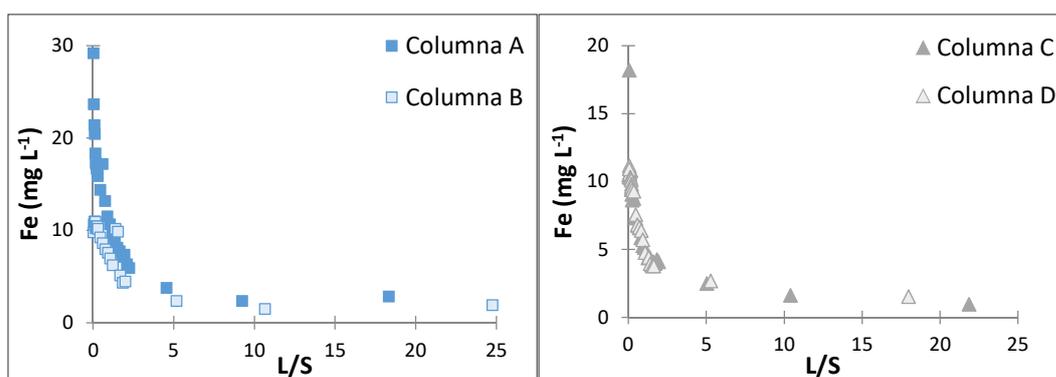


Figura 5.7. Concentración de hierro para las columnas pequeñas A y B (izquierda) y C y D (derecha), en función de la relación L/S.

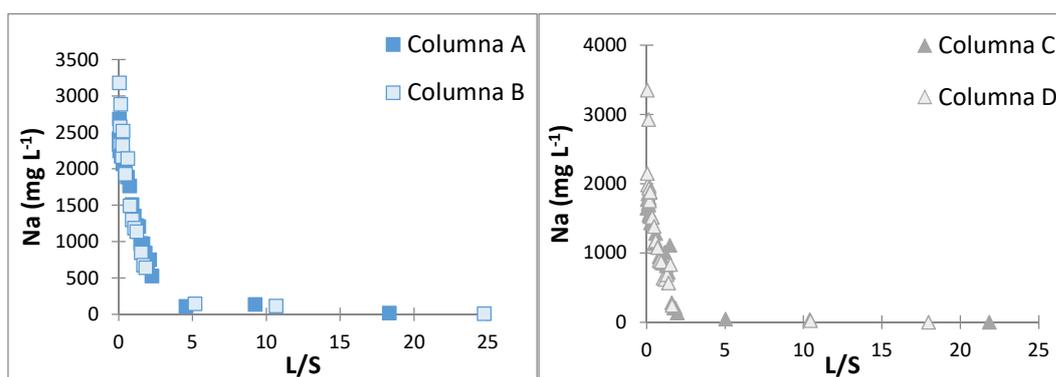


Figura 5.8. Concentración de sodio para las columnas pequeñas A y B (izquierda) y B y C (derecha) en función de la relación L/S.

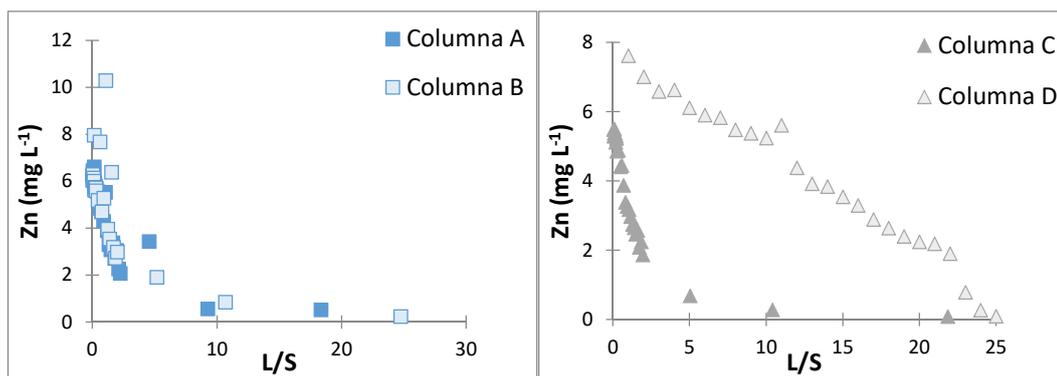


Figura 5.9. Concentración de aluminio (izquierda) y cinc (derecha) en función de la relación L/S para columnas bajo las mismas condiciones de ensayo.

En general la variabilidad es mayor tanto en las columnas A y B, como en C y D para los componentes inorgánicos que para los orgánicos. Por ejemplo, se encuentran desviaciones estándar que suponen el 27 y el 37 % de la carga liberada media en las columnas C y D para Ni y Fe respectivamente, a una relación L/S de 10; o desviaciones estándar del 31 y 41 % para la carga media de Cu y Na en las columnas A y B, para esa misma relación L/S.

En estudios como el de Hjelm et al. (2013), concluyen que la reproducibilidad del ensayo CEN/TS 14405 la marcan las condiciones de equilibrio. Si éstas se cumplen la experiencia puede ser duplicada sin problema, incluso de un laboratorio a otro. En todos los ensayos llevados a cabo en este capítulo se respetó el tiempo necesario para establecer el equilibrio, por lo que cumplen con estas condiciones de reproducibilidad y, la variabilidad en la carga de contaminantes inorgánicos lavados, que en ningún caso superan el 50 % de la media, tiene que deberse a otros factores. Las características iniciales del ensayo son similares, como muestra la tabla 5.2. Las mayores diferencias se encuentran en el caudal de agua inyectado (15 % de diferencia) entre las columnas C y D, más significativo que el 3% de diferencia en este parámetro para las columnas A y B. Sin embargo, si se tiene en cuenta que la dispersión en la carga no se da para todos los contaminantes, no parece que la razón sea el caudal. Esto encaja con las conclusiones de autores como Hjelm et al. (2013) o Kalbe et al. (2007), de que si se cumplen las condiciones de equilibrio la variación es independiente del caudal de agua, como en este caso, e incluso del tamaño de columna.

Todo indica que existe una influencia de la heterogeneidad del residuo. Las columnas A y B están compuestas de material tamizado, formado principalmente por material biodegradable no identificado (en el capítulo 4 se vio que se encontraba este tipo de material en el residuo menor a 4 mm). Las columnas C y D incluyen además otro tipo de material recortado. Por la forma de preparar la

muestra en los dos casos (primero se seleccionó la muestra y luego se tamizó en el caso de A y B y recortó en el de C y D), los materiales menos abundantes, los inorgánicos, pueden tener una influencia importante y aportar contaminantes no orgánicos a una columna mientras que a la otra no, al tratarse de muestras tan pequeñas. Por ejemplo si al seleccionar las muestras una incluye un trozo de papel de aluminio mientras que la otra no por efecto del muestreo aleatorio, los resultados al medir este metal diferirán de una a otra columna.

La normativa europea, establece una serie de valores límites de admisión de residuos a los distintos tipos de vertederos, para la concentraciones obtenidas en el ensayo según esta norma CEN/TS 14450 en columnas. Concretamente establece concentraciones máximas para componentes orgánicos e inorgánicos a una L/S = 0.1. Aún siendo un valor bajo para un ensayo que alcanza L/S = 10, como se ha visto, algunos parámetros ya presentan algunas diferencias entre columnas iguales desde el principio. Por lo que, se recomienda realizar el muestreo ciñéndose al máximo a lo descrito en la norma de muestreo UNE/CEN-TR 15310 o realizar los ensayos por duplicado aunque la normativa no lo exige (Consejo Europeo, 2003), para minimizar al máximo la variabilidad. En ambos casos se deberá preparar (tamizar o recortar) una muestra mayor a la que se va a utilizar (el tamaño de la muestra dependerá del residuo), de tal forma que mediante su mezcla, se consiga por cuarteo un material más homogéneo. Durante el estudio esto no fue posible debido a las limitaciones encontradas en Southampton de tiempo y equipamiento.

Tabla 5.3. Liberación de contaminantes en las columnas ensayadas tras una determinada relación líquido sólido.

Parámetro	Columnas A-B	Columnas C-D	Columna I	Ensayo lixiv pre lavado	Columna A Fin ensayo	Columna B Fin ensayo	Columna C Fin ensayo	Columna D Fin ensayo	Ensayo lixiv post A-B	Ensayo lixiv post C-D	Pantini et al. 2015
	L/S 9.97	L/S 10.42	L/S 8.55	L/S 10	L/S 18	L/S 25	L/S 22	L/S 18	L/S 10	L/S 10	L/S 10
pH	6.16-6.89	6.27-7.45	6.34-6.90	6.90	6.18-6.89	6.16-6.84					6.50
EC (mS cm ⁻¹)	0.41-18.96	0.42-16.92	1.41-18.12		0.73-18.96	0.41-18.41					
COT (mg g ⁻¹ MS)	22.82±0.56	12.25±0.03	8.72	27.2	24.68	22.42	12.79	13.05	2.54	1.91	14.8
NT (mg g ⁻¹ MS)	2.23±0.01	1.41±0.01	1.12	2.52	2.42	2.26	1.49	1.41	0.11	0.08	
Calcio (mg kg ⁻¹ MS)			2697	2462	3884	3868	2997	7029	1165	1571	5600
Sodio (mg kg ⁻¹ MS)	2754±1139	1884±91	1066	1805	3401	3730	1964	1825	1042	1302	3600
Potasio (mg kg ⁻¹ MS)	3841±146	2638±98	934		4261	3743	2769	2601			3200
Magnesio (mg kg ⁻¹ MS)	768±129	420±6	239		800	1093	474	460			600
Hierro (mg kg ⁻¹ MS)	30.99±7.88	30.07±11.26	47.37		56.2	44.09	30.31	47.85	7.60	2.10	60
Cromo (mg kg ⁻¹ MS)	0.35±0.05		0.24	<0.26	0.45	0.39	0.81	0.33	0.10	0.12	0.76
Cadmio (mg kg ⁻¹ MS)	0.05±0.01		0.085	0.06	0.05	0.05			0.12	0.12	
Cobre (mg kg ⁻¹ MS)	6.84±2.10	3.91±0.28	0.39	2.01	11.33	5.38	4.35	3.88	1.70	0.80	6.26
Cinc (mg kg ⁻¹ MS)	15.88±1.44	8.41±0.22	1.95	3.00	18.40	19.23	9.24	8.81	2.30	1.3	38
Níquel (mg kg ⁻¹ MS)	2.85±0.16	2.32±0.63	0.87	1.03	3.23	3.05	3.23	2.07	0.33	0.41	2.40
Plomo (mg kg ⁻¹ MS)				0.49					1.30	1.20	2.9

5.4.2. Efectos de la escala en el lavado de contaminantes

5.4.2.1. Evolución de los contaminantes

La conductividad representa una primera aproximación a la contaminación del lixiviado. Aquí la EC toma valores iniciales similares en los test de ambas escalas y la tendencia es decreciente a medida que el agua recorre la columna, hasta alcanzar 1 mS cm^{-1} (Fig 5.10.). El pH se encuentra en un rango entre 6.2 y 7.4 en los dos casos (Fig. 5.11.), pero en la escala mediana este parámetro decrece con la relación líquido/sólido, mientras que en las columnas pequeñas se incrementa.

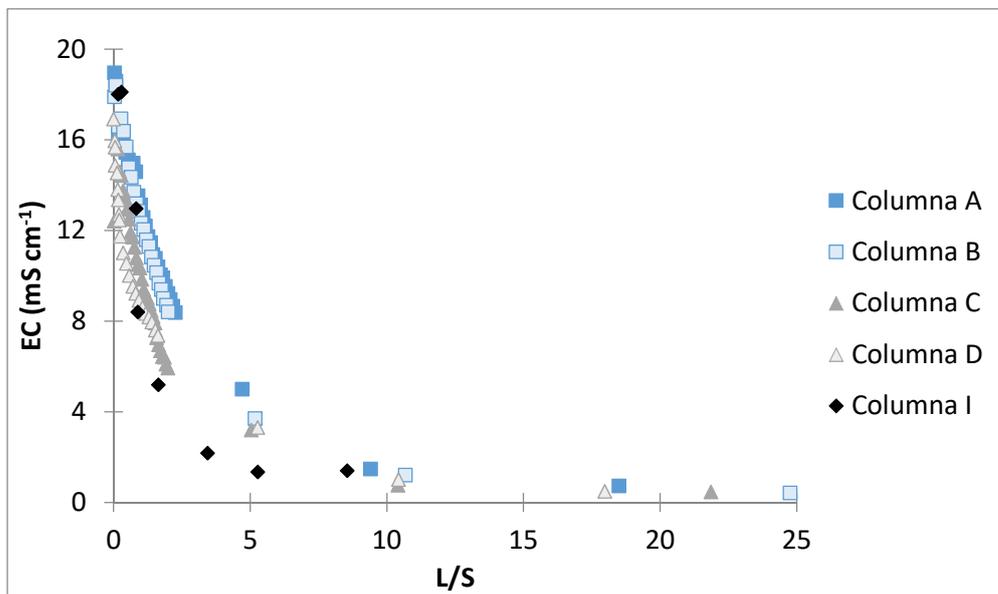


Figura 5.10. Evolución de la conductividad con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

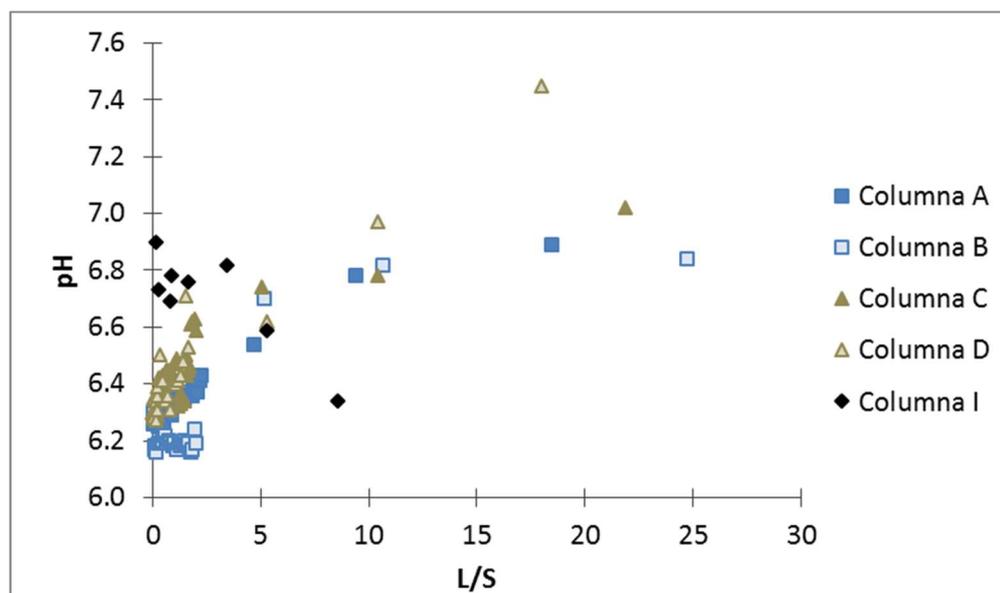


Figura 5.11. Evolución del pH con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

La concentración de metales también tiende a cero a medida que el agua lava el residuo. Para algunos de los metales medidos (Cu, Zn, Mn), la concentración inicial en la columna mediana es menor que la que presentan las muestras de las columnas pequeñas. Así, los valores mínimos (cerca de cero) se alcanzan antes para los metales en la columna mediana (ej. del Mn en la Fig. 5.12. y del Cu en la Fig. 5.13. el resto en Anexo II). Sin embargo para casi todos los metales (Cr, Ni, Ca, Mg, K, Na), la concentración tiene una tendencia similar para ambas escalas, aunque la concentración inicial siga siendo también en este caso más pequeña en las muestras obtenidas del ensayo a escala más grande (ej del Na en la Fig. 5.14. y del K en la Fig. 5.15., el resto en Anexo II). Existen dos excepciones a esta tendencia, el Fe (Fig. 5.16.) y el Cd (Fig. 5.17.) para los que la columna mediana tiene una concentración mayor que las pequeñas, al igual que las concentraciones a lo largo de distintas relaciones L/S.

En general, la concentración de metales lixiviada muestra rangos diferentes en la primera etapa con una mayor concentración inicial para columnas pequeñas pero, en la mayor parte de los casos, se produce una disminución mayor al 75% de la concentración inicial para L/S de 5 y de más del 95 % para L/S de 10.

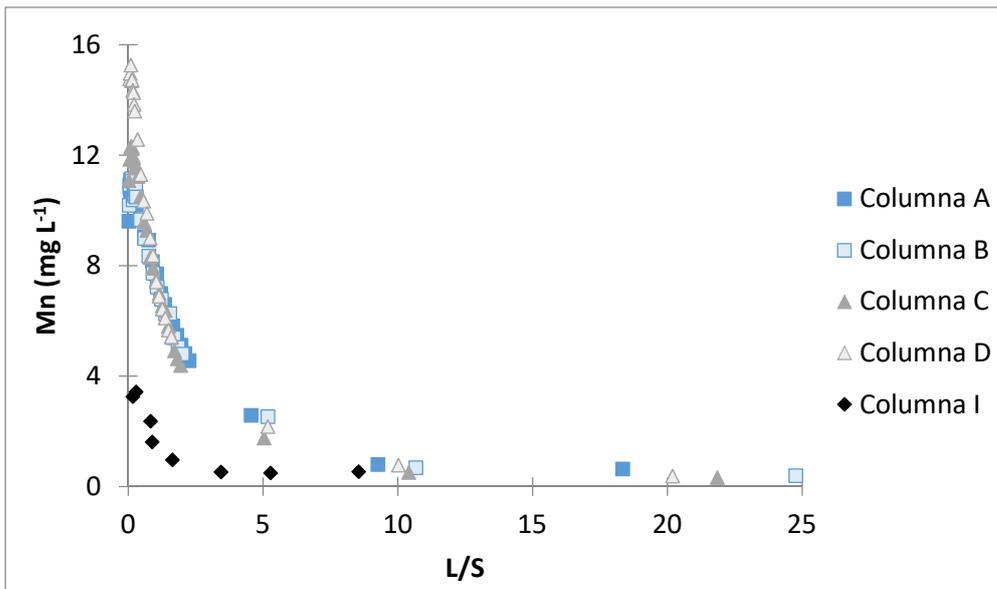


Figura 5.12. Evolución de la concentración de manganeso con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

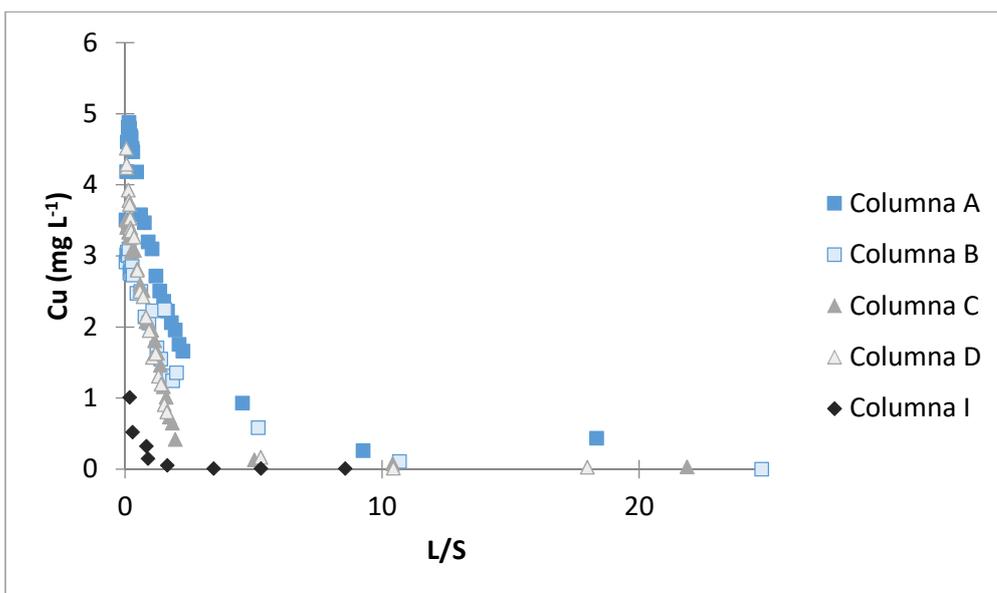


Figura 5.13. Evolución de la concentración de cobre con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

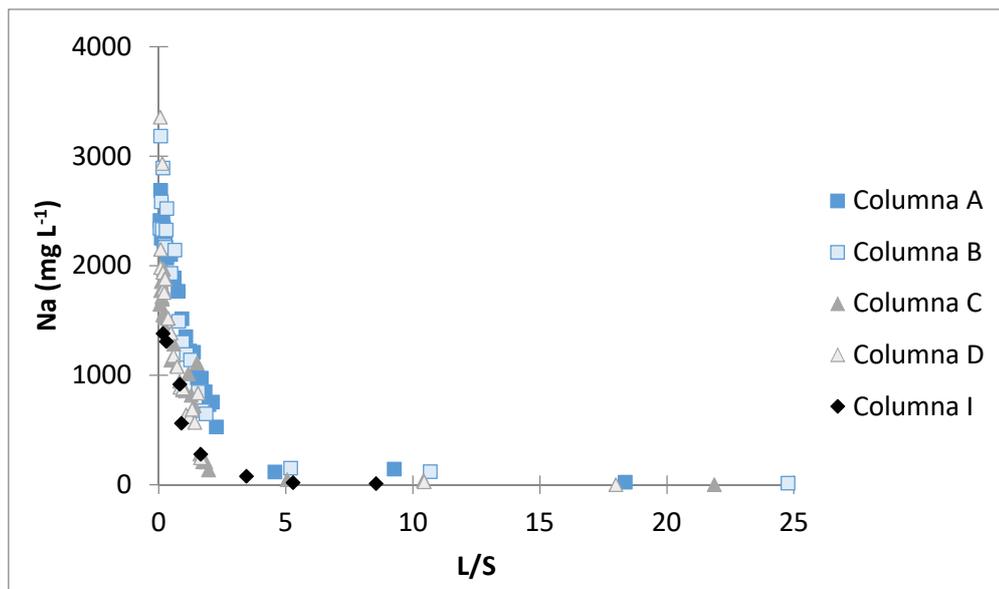


Figura 5.14. Evolución de la concentración de sodio con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

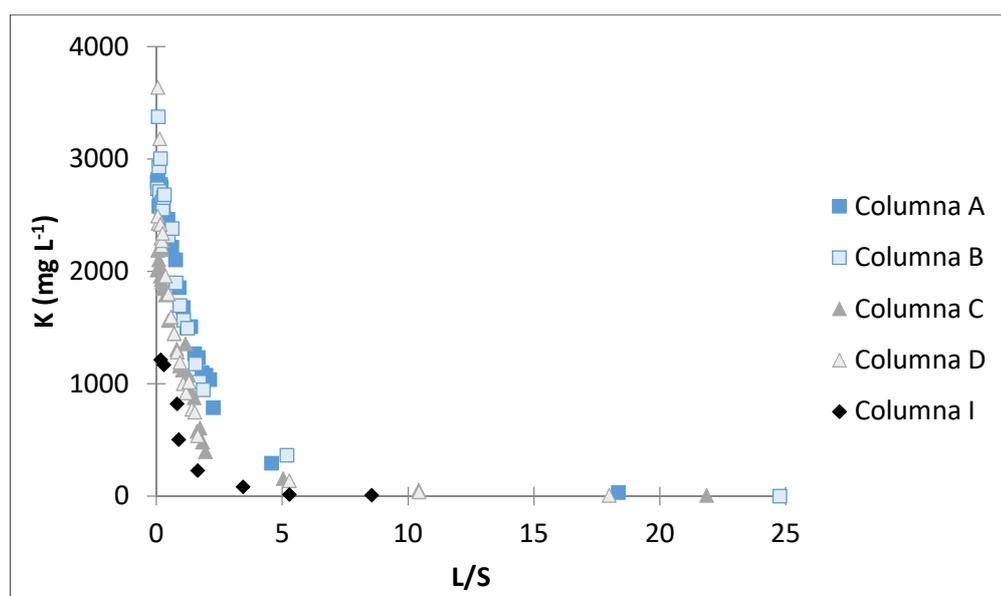


Figura 5.15. Evolución de la concentración de potasio con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

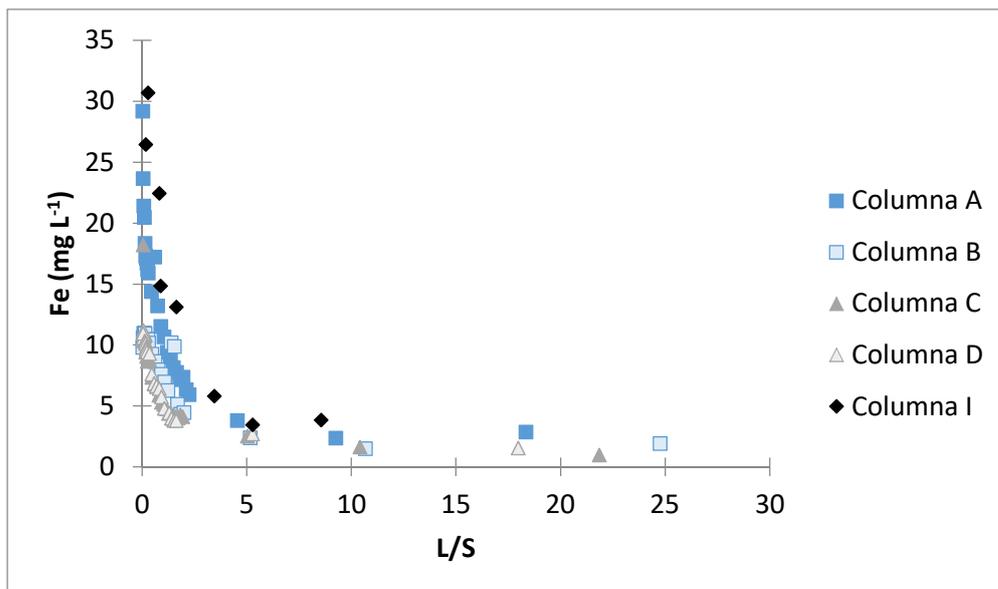


Figura 5.16. Evolución de la concentración de hierro con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

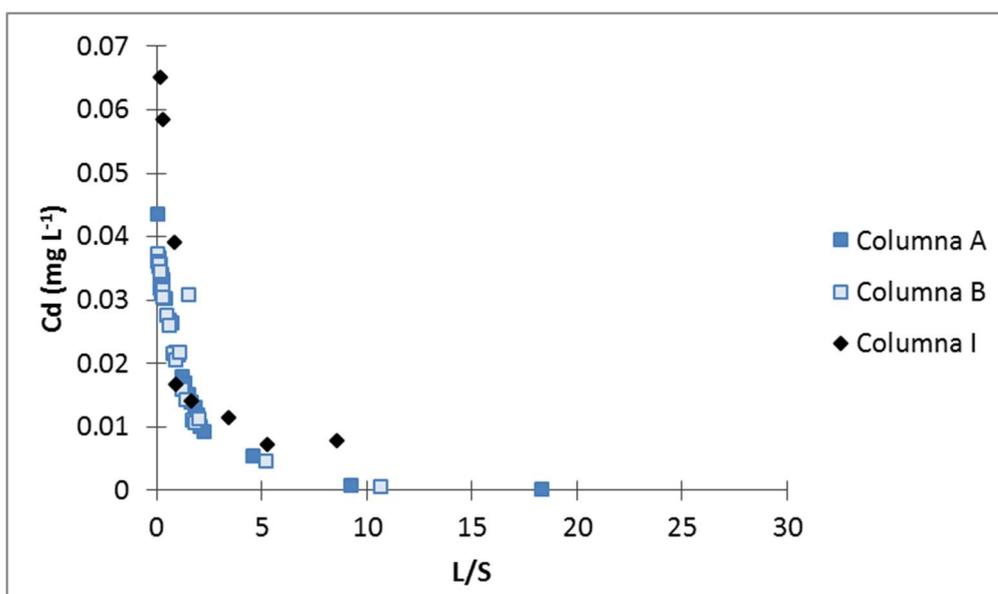


Figura 5.17. Evolución de la concentración de cadmio con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

Las concentraciones de carbono orgánico total y nitrógeno total también decrecen en todos los casos hasta valores por debajo de 3000 mg L^{-1} y 250 mg L^{-1} respectivamente para una relación L/S de 5 (Figs. 5.18. y 5.19.). El comportamiento del COT es similar al observado con los metales: mientras la concentración inicial está en torno a los 7500 mg L^{-1} para la escala intermedia, este valor se encuentra entre 12000 y 14000 mg L^{-1} en la escala pequeña. Por lo tanto, parece haber una influencia del tamaño de residuo en la concentración inicial del contaminante en la mayoría de los ensayos. Además hay unos 2000 mg L^{-1} de diferencia en este parámetro, entre el valor inicial para los residuos tamizados (columnas A y B) que

se encuentra en torno a 13000 mg L^{-1} y aquellos a los que se redujo el tamaño (columnas C y D) cuya concentración inicial es aproximadamente 11000 mg L^{-1} .

Esto no ocurre con el nitrógeno total: en la Fig. 5.19. se puede ver que la concentración inicial y final y su evolución no parecen cambiar con la escala. Sin embargo, ambas figuras (Figs 5.18. y 5.19.) muestran una tendencia más lenta hacia cero en NT y COT para las columnas que contienen solo finos (columnas A y B): mientras que para las columnas A y B la concentración de COT y la de NT han disminuido un 80% para una relación L/S de 5, para las columnas C y D a esta misma relación encontramos decrementos del 90%.

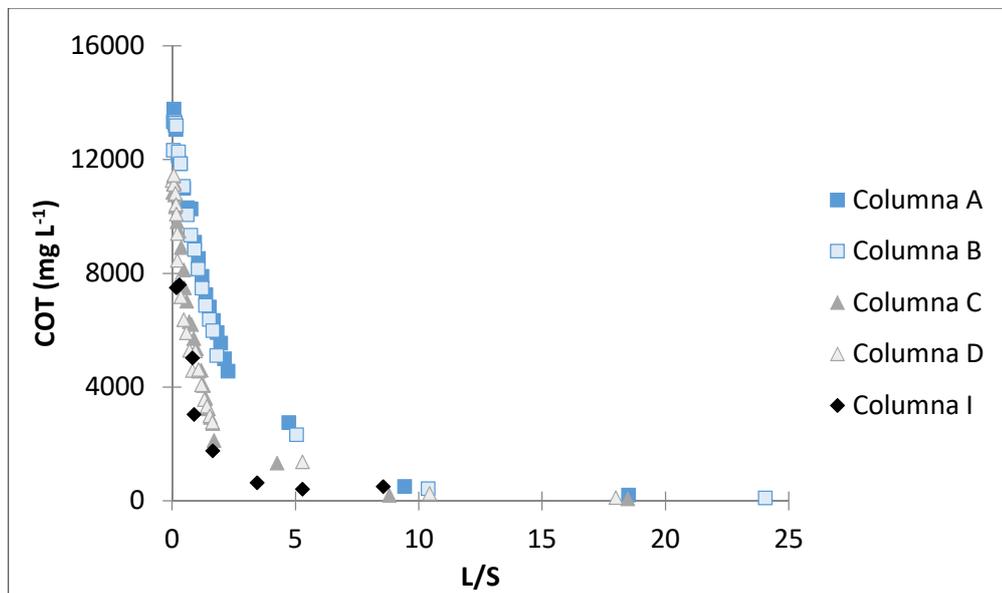


Figura 5.18. Evolución del carbono orgánico total con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

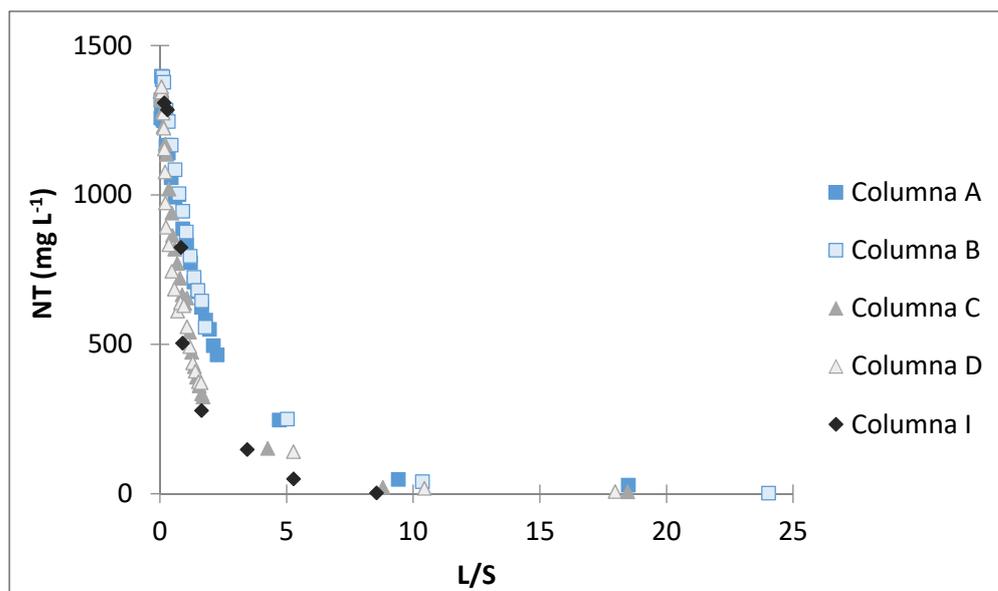


Figura 5.19. Evolución del nitrógeno total con la relación L/S en columnas pequeñas y columna mediana.

Entrando más en detalle, la tabla 5.3. muestra que esta tendencia más suave de las columnas que contienen finos (A y B), desemboca en un mayor lavado de contaminantes respecto al resto para relaciones L/S similares y cercanos a 10. Analizando únicamente el COT se observa que las columnas A y B liberan de media casi el doble de este contaminante que las columnas C y D y casi tres veces más que la columna mediana I. Como se vio en el capítulo 4, el material menor de 4 mm está formado por restos de residuos orgánicos no identificables (30 % del total del residuo). Lo mismo ocurre con el residuo menor a 8 mm, es un material principalmente compuesto por restos orgánicos. De esta forma está justificada una mayor proporción de lavado del COT en este material pues la proporción en el sólido es mayor. De igual modo el otro componente orgánico se ve afectado, las columnas A y B presentan una cantidad de nitrógeno total liberada, 3021 mg kg^{-1} , el doble que en las columnas C y D, 1405 mg kg^{-1} y casi el triple que en la columna mediana, 1120 mg kg^{-1} .

En general, la cantidad de metales liberada por las columnas pequeñas (A, B, C y D) es mayor que en la columna mediana excepto en el caso del hierro y el cadmio, metales para los que la liberación es mayor en la columna I (Tabla 5.3.), coincidiendo con las diferencias gráficas que se vieron en las figuras 5.16 y 5.17. Además, en el caso del sodio, el cobre y el cinc, el lavado es mayor en las columnas que contienen finos (A y B) que en las columnas C y D. Teniendo en cuenta la mayor presencia de COT en las muestras de estas dos columnas (A y B), parece por tanto existir una relación entre la cantidad de COT liberado y la de estos tres metales.

Las diferencias en la liberación de contaminantes pueden explicarse en base a:

-Las diferencias entre las columnas pequeñas C y D respecto a la columna mediana I, se deben a la diferencia de tamaños entre las dos muestras lavadas. Los residuos más pequeños lavan más fácilmente al tener mayor superficie específica.

-Las diferencias entre las columnas pequeñas A y B y C se deben a la distinta composición de las muestras utilizadas en el ensayo.

5.4.2.2. Comparación con el ensayo de lixiviación convencional

Por otro lado, a través de la tabla 5.3. se pueden comparar los resultados del ensayo de lixiviación y los del lavado en columnas para una relación L/S de 10. La cantidad de COT y NT liberada en el ensayo de lixiviación es similar a la carga estimada para las columnas A y B para esta relación L/S (un 16 y un 11 % mayor en el caso del ensayo de lixiviación). Sin embargo, como se ha visto, la carga orgánica total para una relación L/S de 10 es mayor en estas dos columnas de material tamizado (A y B) que en las columnas C y D e I, por lo que la carga emitida en el ensayo de lixiviación también lo es: un 55 % mayor que las columnas C y D y un 68 % que la columna I en el caso del COT y un 44 % mayor que las columnas C y D y un 56 % que la columna I para el NT. No sucede lo mismo en el caso de los metales. Excepto en el caso del Cd para A y B, la cantidad de contaminantes inorgánicos liberados por las columnas pequeñas es mayor que en el ensayo de lixiviación. En el caso de la columna I, no ocurre lo mismo y la cantidad de contaminantes inorgánicos liberados es menor que en el ensayo de lixiviación, excepto para el Cd y el Ca.

De nuevo las diferencias son razonables al comparar con las columnas A y B por su distinta composición. Sin embargo, los ensayos en las columnas C y D presentan las mismas condiciones que en el ensayo de lixiviación: el material está recortado en ambos casos y se considera todo el residuo a la hora de realizar los test. Por tanto, en vista de los resultados y al contrario de lo que concluían algunos autores como Delay et al. (2007) o Lopez-Meza et al. (2008), no existe relación directa entre los dos tipos de ensayos al encontrarse diferencias significativas al ensayar el mismo tipo de residuo. De nuevo, al igual que sucedía con la cantidad de contaminante lavado, las diferencias en la columna I tienen su origen en el mayor tamaño del material, como consecuencia la superficie de contacto con el agua es menor, al igual que el contaminante disponible para lixiviar. Esta misma razón podría explicar también la mayor liberación de contaminantes orgánicos en el ensayo de lixiviación, ya que el tamaño de partícula en este ensayo, debido a su

preparación, no sobrepasaba 1 mm, mientras que en las columnas C y D llegaba hasta los 8 mm.

Por otro lado, tal y como se vio en el capítulo 2, la cantidad total de metales en los residuos TMB es mayor que en los residuos sin tratar. Esto se da porque debido al tratamiento biológico, estos compuestos inorgánicos se unen a la matriz de residuo siendo difícil su lixiviación. Por ejemplo, autores como Pantini et al. (2005) o Cossu y Lai (2012) obtienen en ensayos de lixiviación convencionales a $L/S = 10$, porcentajes de liberación de Cr, Cu, Pb y Zn que se encuentran entre el 3 y el 12 % del total contenido en la matriz de residuo. Las diferencias en su lixiviado podrían deberse por un lado a la renovación de agua y por otro a la mayor duración de la experiencia en columna (Pantani et al., 2015). En el ensayo de lixiviación el agua en contacto con el residuo pronto alcanza unas condiciones de equilibrio en las que, algunos parámetros que afectan a la lixivabilidad, sobre todo de materiales inorgánicos, se mantienen prácticamente estables. El equilibrio anula la formación de gradientes de parámetros como el pH o potencial redox que pueden cambiar la solubilidad de muchas sustancias inorgánicas (Kosson et al., 2002). Dichos gradientes, por el contrario, se ven favorecidos por la renovación del agua en la columna y sus efectos serán mayores debido al tiempo de contacto entre eluato y residuo.

Para pH ácidos similares, el residuo TMB de Pantini et al. (2015) libera, en el ensayo de lixiviación convencional, con una relación L/S en torno a 10, mayor cantidad de contaminantes. Sólo cuatro de los parámetros obtenidos en este estudio se encuentran en el rango de los medidos para las columnas: la cantidad de COT con 14800 mg kg^{-1} que se sitúa un poco por encima de la que liberaron las columnas C-D y la cantidad de cobre, el potasio y el magnesio que con 6.26, 3200 y 600 mg kg^{-1} están en el rango de la cantidad liberada por las columnas A-B. En otros trabajos como el de Cossu y Lai (2012) la carga acumulada de algunos metales como el cinc y cromo para residuos TMB es mayor que la que obtienen Pantani et al. (2005), aún siendo la relación L/S para la que se realizan las medidas de 5. Esto indica que el residuo aquí estudiado y el de Pantani et al. (2015) tienen una contaminación orgánica similar pero la carga inorgánica del primero es menor, no sólo que la del estudio de Pantini et al. (2015), sino también que la de otros estudios como el de Cossu y Lai (2002).

5.4.2.3. Relación entre la movilidad de los contaminantes

Las figuras 5.20., 5.21. y 5.22., muestran que la lixiviación del COT está ligada a una gran parte de los componentes inorgánicos. Por un lado, existe una correlación lineal significativa ($R^2 > 0.90$), para cromo, magnesio, sodio y cinc (Fig. 5.20.). Este

resultado indica que la lixiviación de estos componentes inorgánicos está unida a la de los orgánicos, independientemente de la composición o estructura inicial de los residuos. Así por ejemplo se encuentra que las columnas A y B, que tienen distinto tamaño y distinta composición (material con más materia orgánica), para las mismas concentraciones de COT lixivian cantidades similares de estos componentes inorgánicos que la columna I. Esta relación lineal, aunque en menor medida, también es fuerte ($R^2 > 0.8$) para cobre, calcio y níquel (Fig. 5.21.). Pantini et al. (2015) también encuentran, para metales como el Cr, Zn, Cu, Mg o Ni, esta correspondencia lineal con la concentración de materia orgánica, en su caso representada por la DQO, para residuo TMB. Son numerosos los estudios que observan que la materia orgánica, presente en algunos residuos, fangos o suelos, es uno de los factores que controlan la liberación de metales, debido a su alta solubilidad y a su capacidad para formar complejos orgánicos solubles y estables con ellos. Así por ejemplo, Antoniadis y Alloway (2002) observan un incremento de la disponibilidad de Zn y Cr en presencia de DQO y Ashworth y Alloway (2008) una relación fuerte entre el Cu, Ni y Pb con la materia orgánica al formarse complejos orgánicos. Por su parte, Zhao et al. (2007) encontraron que, en suelos, la complejación con sustancias orgánicas es especialmente importante en el caso del Cu, no siendo tan fuerte para el Zn que, sin embargo, tiene una liberación similar al complementarse con la formación de complejos inorgánicos con el Ca. Parece, por tanto, que los resultados en el rechazo TMB se corresponden con estos estudios, y se puede asociar a la complejación metal/materia orgánica, la relación lineal observada.

Destaca por último el caso del Zn que, aunque en algunas columnas no guarda una relación de decrecimiento exponencial con la relación L/S como ocurre en la mayoría de los casos (Kalbe et al., 2007), mantiene sin embargo la relación lineal con el COT. Además, los valores de pH durante los ensayos, ayudan a la formación de complejos orgánicos ya que, un pH ácido, mejora la extracción de algunos metales de la masa de residuo. En el trabajo de Antoniadis y Alloway (2002), por ejemplo, pH entre 5 y 7 también facilitaban la disponibilidad de los mismos en suelo.

Hay dos componentes inorgánicos, hierro y cadmio, cuya concentración no se corresponde linealmente con la de COT en este estudio. Como se observa en la figura 5.22., las correlaciones lineales obtenidas son de 0.53 (Cd) y 0.42 (Fe). Esto sorprende especialmente en el caso del Cd, cuya liberación suele estar ligada no sólo a la materia orgánica sino también al pH según autores como Kosson et al. (2002). Sin embargo, si se estudia en detalle lo que ocurre con cada uno de los

ensayos por separado, tanto para Cd (Fig. 5.23.), como para Fe (Fig. 5.24.), se observa lo siguiente:

- En el caso del Cd, tanto para el ensayo en columnas pequeñas (A y B), como en el de la columna mediana (I), existe una buena correlación lineal ($R^2 > 0.9$) en cada caso. Esto parece indicar que la disparidad entre los resultados se debe a la diferencia de estructura química y composición de cada fracción ensayada. Prueba de ello es también que la carga liberada para una misma L/S (aproximadamente 10, como se recoge en la tabla 5.3.) presenta gran diferencia entre las columnas que ensayan la fracción fina (0.05 mg/kg) y la columna intermedia (0.085 mg/kg). Esta diferencia implica que la relación entre contenido de Cd y COT en ambas fracciones es significativamente diferente, y ello lleva también a la formación de complejos diferentes al lixiviar. Por otro lado, al no haber resultados para las columnas C y D, no se pueden extraer conclusiones más detalladas.

- En el caso del Fe, aunque se encuentra una buena relación lineal para las columnas que contienen el residuo recortado (C y D) y para la columna mediana I ($R^2 > 0.90$), no sucede lo mismo para las columnas con finos (A y B) con $R^2 = 0.64$. Parece que, las altas concentraciones iniciales de este metal en la columna B en proporción a la columna A, cuando ambas mantienen una concentración de COT en torno a 13000 mg L^{-1} , producen esta mala correlación. Tampoco la correlación es buena entre las columnas C, D e I, que contienen el mismo material. Por lo tanto, de nuevo hay diferencias debidas a la estructura y composición del material. El hierro forma, además de complejos con la materia orgánica, óxidos e hidróxidos (Rieuwerts, 2007) que afectan a su liberación de la masa de residuo.

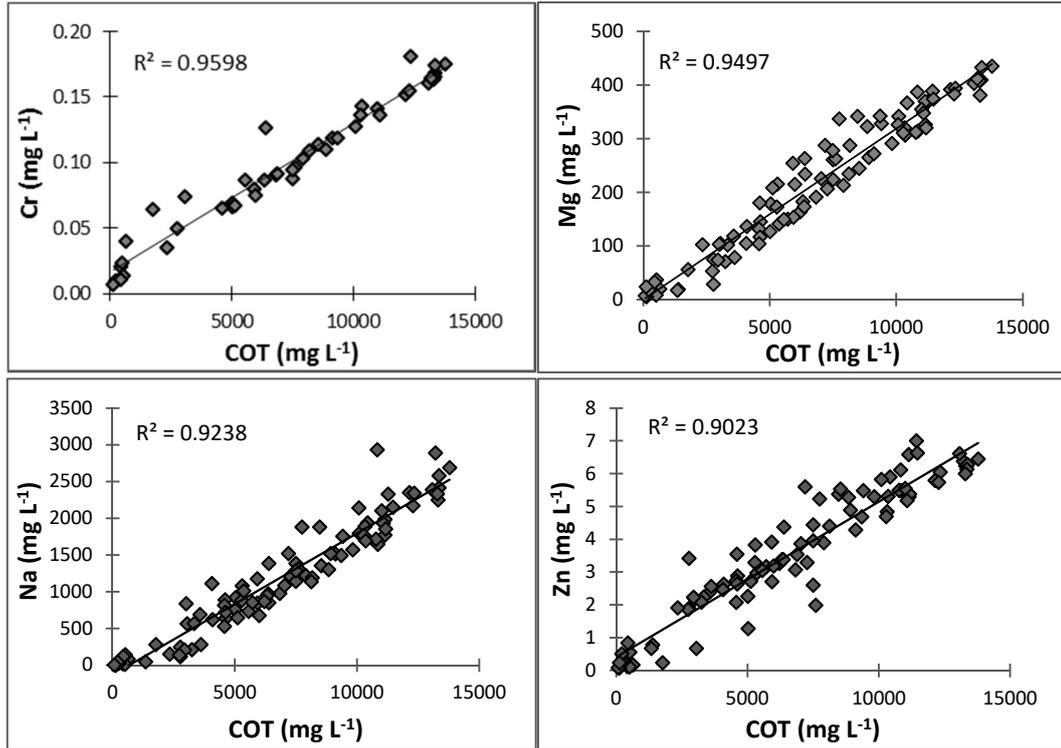


Figura 5.20. Correlación del cromo, el magnesio, el sodio y el cinc con el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes.

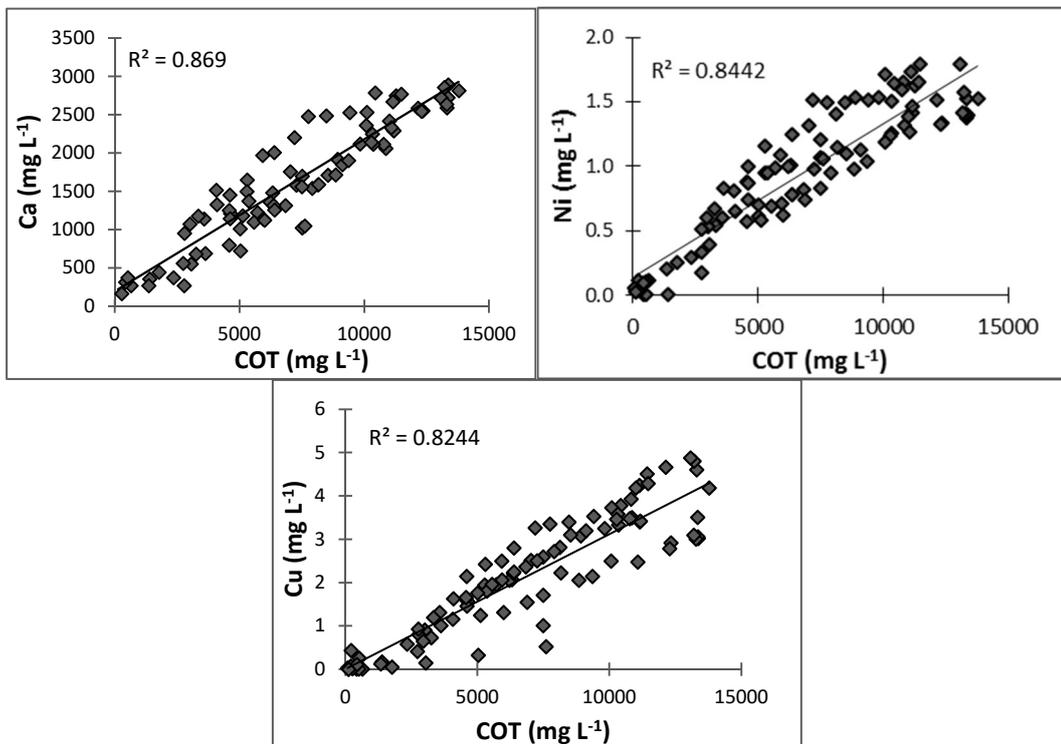


Figura 5.21. Correlación del calcio, el níquel y el cobre con el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes.

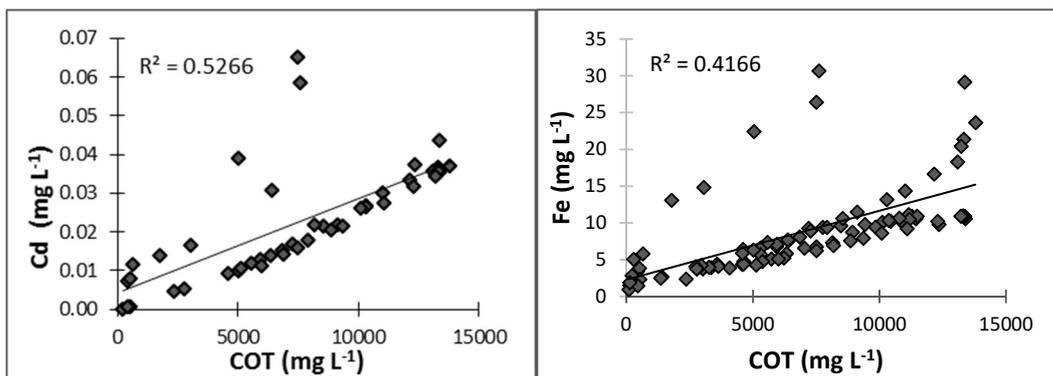


Figura 5.22. Correlación entre el cadmio y el hierro con el carbono orgánico total el ensayo de lavado de contaminantes de cada columna.

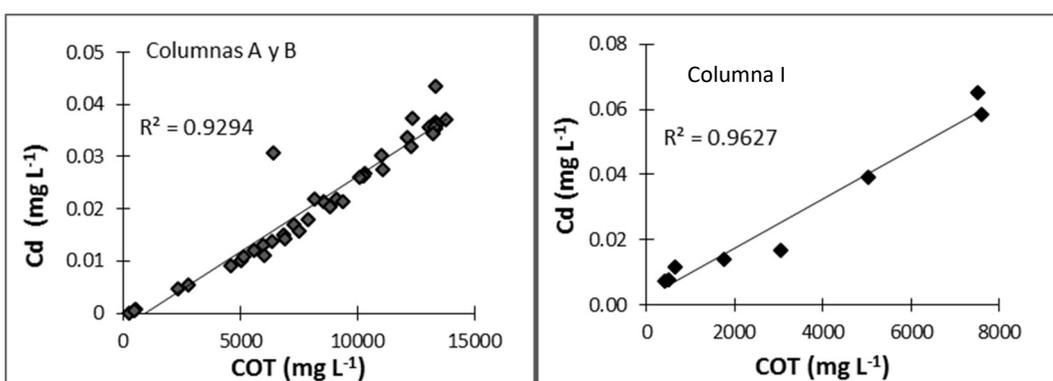


Figura 5.23. Correlación entre el cadmio y el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes de cada columna.

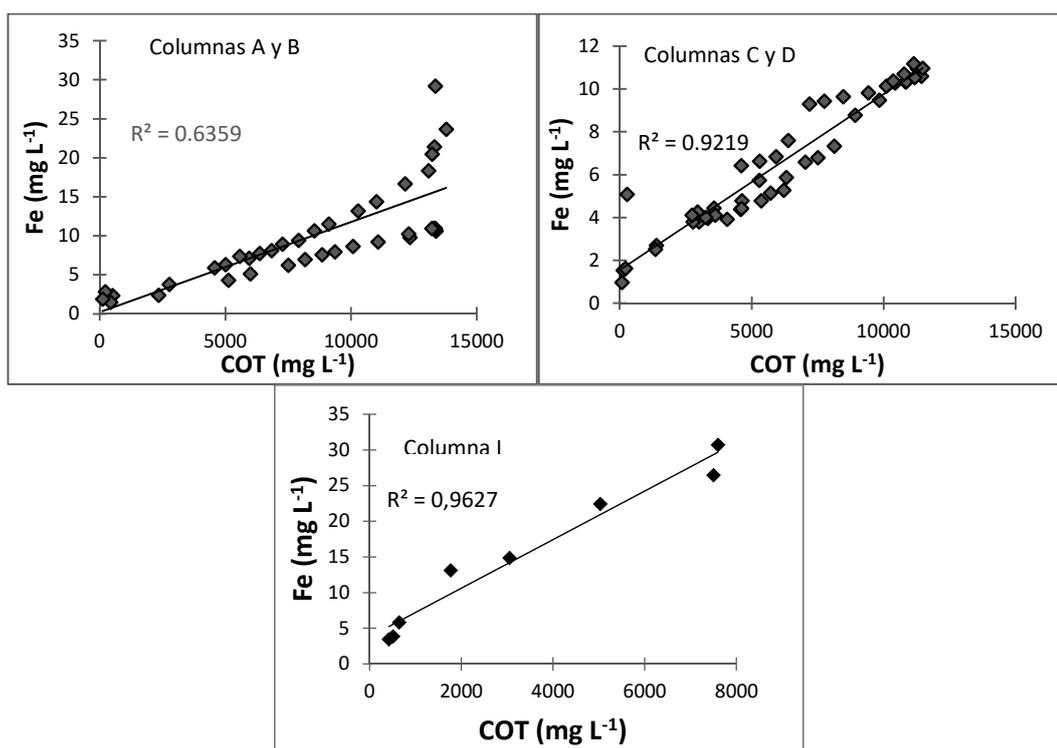


Figura 5.24. Correlación entre el hierro y el carbono orgánico total en el ensayo de lavado de contaminantes de cada columna.

5.4.3. Lixiviación de contaminantes post tests

Las tablas 5.3. y 5.5. muestran los resultados del ensayo de lixiviación sobre el residuo extraído de las columnas pequeñas tras el lavado de contaminantes, así como los resultados del ensayo de lixiviación previo al lavado en el caso de la tabla 5.3. y el porcentaje de eficiencia de lavado en la tabla 5.5. El término eficiencia de lavado (μ), es utilizado por autores como Cossi y Lai (2012) para referirse a la eliminación de componentes lixiviables de los residuos al aplicar la técnica de lavado de contaminantes. Se determina como la diferencia relativa entre las concentraciones del parámetro en el ensayo de lixiviación antes del lavado (C_{Pre}) y después (C_{Post}):

$$\mu = (C_{Pre} - C_{Post}) \cdot 100 / C_{Pre} \quad 5.2.$$

Se determinará esta eficiencia para las columnas C y D que son las que contienen el mismo material que los ensayos lixiviación prelavado.

En general, la contaminación que aún libera el residuo tamizado (columnas A y B) es ligeramente superior a la que se extrae del residuo al que se redujo el tamaño (columnas C y D). Como se observa, el material tiene un pH ligeramente más alto que en el caso del residuo sin lavar y por lo tanto básico en vez de ácido. Por otro

lado las medidas muestran una carga orgánica en el lixiviado muy baja, quedándose por ejemplo el resultado del COT cerca de los $0.8 \text{ mg g}^{-1} \text{ MS}$ que exige la normativa para considerar al residuo inerte (Decisión del Consejo 2003/33/CE), requisito que sí cumplen los cloruros y los fluoruros (cargas por debajo de 800 y 10 mg kg^{-1} respectivamente). Aunque la concentración del nitrógeno total también desciende considerablemente (hasta un 95 %) respecto a la obtenida sobre el residuo sin ensayar, la de nitratos sólo lo hacen un 43 %. Además las muestras lixivian pocos sólidos, un 98 % menos, y todos ellos son volátiles.

Mientras que las reducciones van desde valores por encima del 90 % para la carga orgánica, pasando por descensos más bajos para sulfatos y fosfatos (entre el 60 y 90 %), las disminuciones son menores al 60 % en el caso de los nitratos y los metales. Incluso, en algunos casos, como en el del plomo y el cadmio, se observan aumentos de las concentraciones tras el lavado. Por tanto, aunque las gráficas indicaban una disminución también de este tipo de contaminantes con el paso del agua, al someter a un nuevo ensayo de lixiviación al residuo se obtienen valores bajos de eficiencia de lavado. Esto confirma lo visto en el apartado 5.4.2.1., existen condiciones externas que afectan a la disponibilidad para lixiviar de los contaminantes inorgánicos. Parece entonces que el ensayo de lixiviación convencional informa bien de la cantidad de contaminantes orgánicos disponibles para lixiviar pero no de los inorgánicos, al lavarse más cantidad de la que establece el ensayo de lixiviación, y que, las curvas de lavado de estos parámetros orgánicos representan bien la reducción de carga que estos sufren.

Si se tiene esto en cuenta, aunque la acción microbiana o el envejecimiento del residuo harán que la disponibilidad de la contaminación aumente, sobre todo a largo plazo, se podría realizar una estimación de la cantidad de COT y NT que lavaría en un vertedero real tras un periodo de tiempo, a partir de las curvas obtenidas en la experiencia. En vertedero, si se toman los valores de Cossu y Lai (2012) para una precipitación anual de 1040 mm, un periodo de tiempo de en torno a 25 años, se corresponden según la misma estimación con L/S de aproximadamente 1. La concentración, tras ese periodo de tiempo, se habrá reducido al menos un 60 % para el COT y un 63 % para el NT.

Por otro lado, los datos de eficiencia de lavado indican que si se realiza un lavado de contaminantes previo al vertido del residuo se podrían llegar a conseguir eficiencias de lavado altas (mayores al 95%), excepto en el caso de los metales, para relaciones L/S en torno a 18 – 25. Sin embargo esto conllevaría grandes gastos económicos debido a los altos volúmenes de agua que llevaría asociados.

En la tabla 5.4. se recogen los valores que establece la normativa complementarios al ensayo de lixiviación, que establecen si un residuo es inerte. Igual que ocurría en el capítulo 4 para el ensayo de lixiviación, el níquel es el metal que se encuentra más lejos de cumplir los límites. Considerando que la columna I representa mejor las condiciones reales del residuo, sería al menos necesaria una relación L/S de 4 para lavar este contaminante. Teniendo en cuenta que la planta de rechazos que produce el residuo estudiado, genera diariamente aproximadamente 126000 kg de material, esto supondría que serían necesarios más de 500000 L diarios de agua para conseguir cumplir los límites de percolación. En campo, sin tener en cuenta factores como la biodegradación, serían necesarios más de 40 años para que el residuo lavase hasta este valor.

Tabla 5.4. Valores de relación L/S en cada columna para los cuales el residuo cumple los límites de concentración establecidos en normativa para residuo inerte (Consejo Europeo, 2003).

Parámetro	Límite (mg/L)	Columna C	Columna D	Columna I
		L/S	L/S	L/S
Cr	0.10			0
Cu	0.60	2	2	1
Ni	0.12	7	5	4
Zn	1.20	4	4	1
Cd	0.02			1

Tabla 5.5. Liberación de contaminantes por unidad de masa de muestra seca en los ensayos de lixiviación post lavado para las muestras de las columnas pequeñas y eficiencia de lavado de las columnas C-D.

Parámetro	Muestra columnas A-B	Muestra columnas C-D	μ C-D
pH	7.33	7.73	
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1} \text{kg}^{-1}\text{MS}$)	4.26	3.84	
Alcalinidad ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	$<8 \cdot 10^{-3}$	$2.3 \cdot 10^{-3}$	> 99 %
COT ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	2.54	1.91	93%
NT ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.11	0.08	
Fluoruros ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	$3 \cdot 10^{-3}$	$<2 \cdot 10^{-3}$	
Cloruros ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.05	0.03	99 %
Nitritos ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	$6.6 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$	
Nitratos ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.03	0.02	43 %
Fosfatos ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.05	0.03	83 %
Sulfatos ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.58	0.19	90 %
DQO ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.56	0.56	98 %
DBO ₅ ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.03	0.02	> 99 %
NH ₄ ⁺ -N ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.02	0.01	97 %
SD ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.52	0.78	98 %
SDV ($\text{mg g}^{-1}\text{MS}$)	0.52	0.78	96 %
Calcio ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	1165	1571	36 %
Sodio ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	1042	1302	28 %
Cobre ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	1.70	0.80	60 %
Cinc ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	2.30	1.30	57 %
Níquel ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	0.33	0.41	60 %
Cadmio ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	0.12	0.12	Aumenta
Plomo ($\text{mg kg}^{-1}\text{MS}$)	1.3	1.2	Aumenta

5.4.4. Comparación de los resultados con los de un residuo convencional degradado en vertedero

Si se comparan los resultados de los rechazos TMB tamizados, con el residuo tamizado del material degradado (residuo inglés en cuyos ensayos se colaboró) en columnas pequeñas, se observa que en general las muestras extraídas del RSD contienen menor contaminación que las obtenidas del ensayo del rechazo TMB. La diferencia es mayor para los parámetros orgánicos, como el carbono orgánico total y el nitrógeno total. La concentración inicial del COT para el residuo TMB es aproximadamente 4000 mg L^{-1} , catorce veces mayor que la concentración inicial para el residuo degradado (Fig 5.25.). Mientras que el valor inicial del NT en el eluato del rechazo TMB es 1400 mg L^{-1} , cinco veces mayor que en el RSD (Fig 5.26.). Ambos parámetros decrecen con la cantidad de agua inyectada. Sin embargo en ambos casos, COT y NT, el residuo degradado alcanza el 10% de su valor inicial para una relación $L/S \sim 3$, mientras que el material TMB alcanza la misma reducción para $L/S \sim 7.5$. Por tanto, las curvas muestran que el residuo TMB tarda más en lavar ya que tiene que liberar un flujo mucho mayor de contaminantes.

En el momento en el que se realizó el estudio, el residuo inglés llevaba 10 años en vertedero. Teniendo en cuenta la correspondencia de Cossu y Lai (2012) entre los años en vertedero y la relación L/S , el residuo habría sido lavado con una relación menor a $L/S=1$. En las gráficas (Figs. 5.25. y 5.26.) se observa que el residuo TMB para esa $L/S=1$ toma valores aún bastante mayores que el RSD (unas ocho veces mayor para el COT y más de tres veces mayor para el NT). Por tanto, parece que, el residuo RSD estuviera en origen más contaminado, o que el material haya lavado realmente más rápido.

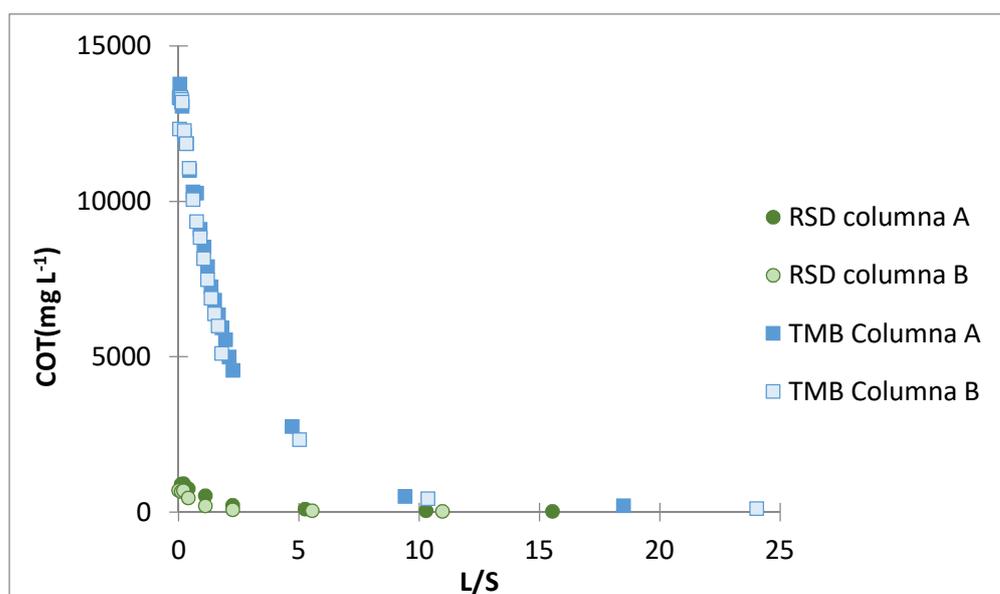


Figura 5.25. Evolución del carbono orgánico total con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

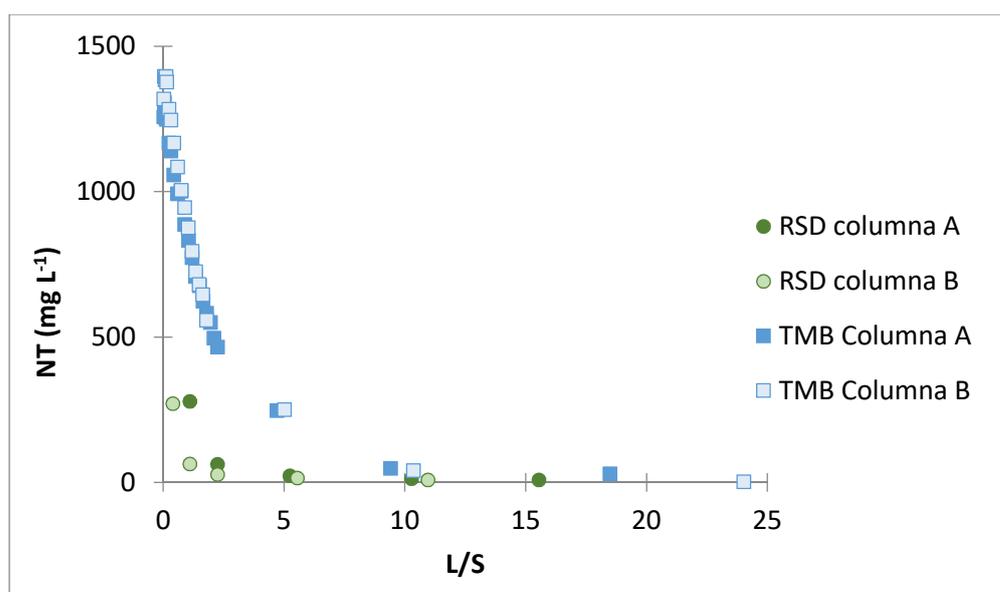


Figura 5.26. Evolución del nitrógeno total con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

El valor inicial de la conductividad es aproximadamente 17 mS cm^{-1} en el eluato de ambos materiales y la curva decrece hacia 1 mS cm^{-1} a medida que el agua recorre la columna. Sin embargo, la conductividad del residuo degradado alcanza el 10 % del valor inicial para $L/S \sim 3$ mientras que el material cántabro alcanzó el 10 % para $L/S \sim 9$ (Fig 5.27.).

Por su parte el pH de las muestras de RSD fue básico, con valores entre 7.2 y 8.1,

mientras que en el caso del residuo TMB el pH varió entre 6.3 y 6.9, es decir ácido. Datos que junto con los anteriores indican una mayor degradación del material inglés.

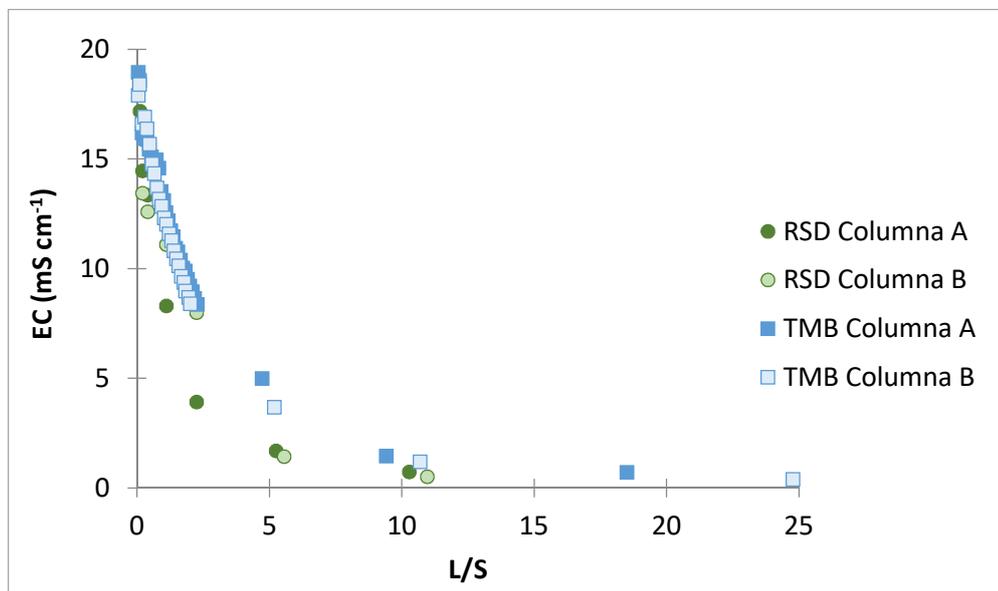


Figura 5.27. Evolución de la conductividad con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

Las concentraciones de metales en las muestras extraídas para el residuo degradado son, en general, menores que en el caso del residuo cántabro. Sin embargo, la diferencia entre los valores iniciales es menor que en el caso del COT. De hecho, en algunos elementos como el sodio (Fig. 5.28) y el magnesio (Fig. 5.29.), las concentraciones iniciales se encuentran respectivamente en torno a 2800 mg L^{-1} y 400 mg L^{-1} en ambos pares de columnas. Estos son dos de los componentes más importantes en la formación de sales, por lo que, concentraciones iniciales parejas en ambas columnas, conllevan conductividades iniciales también similares (Fig. 5.27.). Las mayores divergencias en las concentraciones iniciales se encuentran para el níquel, especialmente para la columna B (Fig 5.30.), y el manganeso (Fig 5.31.).

Al igual que ocurría con el residuo TMB, se registró variación en las muestras obtenidas del RSD para los experimentos. De forma que, se pueden observar variaciones entre réplicas, es decir entre columnas A y B con el mismo tipo de residuo. Por ejemplo, las concentraciones de algunos metales como cobre, níquel (Fig. 5.30.), magnesio (Fig. 5.29.), cobre, calcio y cinc (Anexo II) tienen valores más altos en la columna B para $L/S < 2.5$ que en la columna A, en el caso del residuo degradado.

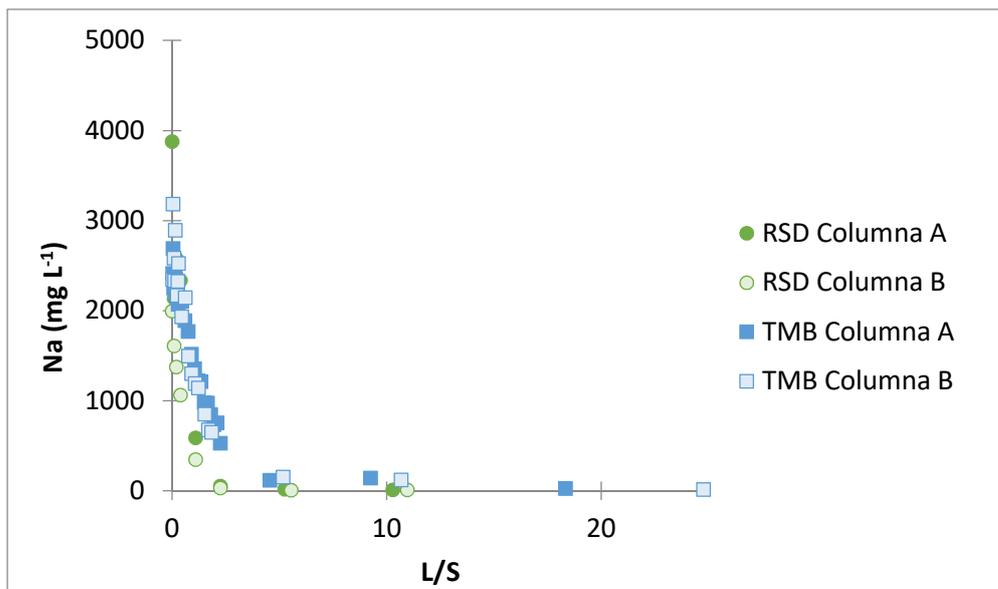


Figura 5.28. Evolución de la concentración de sodio con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

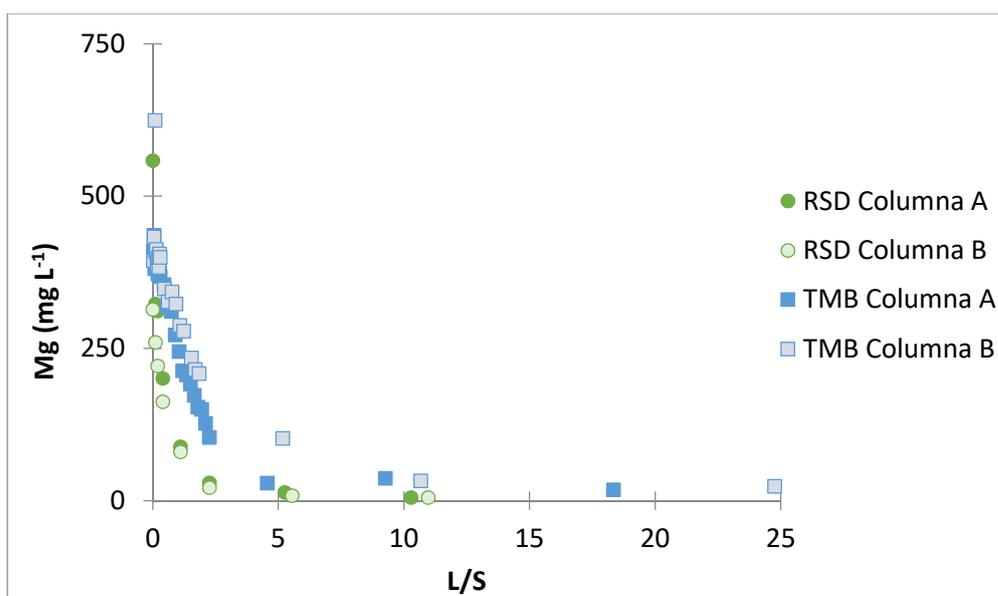


Figura 5.29. Evolución de la concentración de magnesio con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

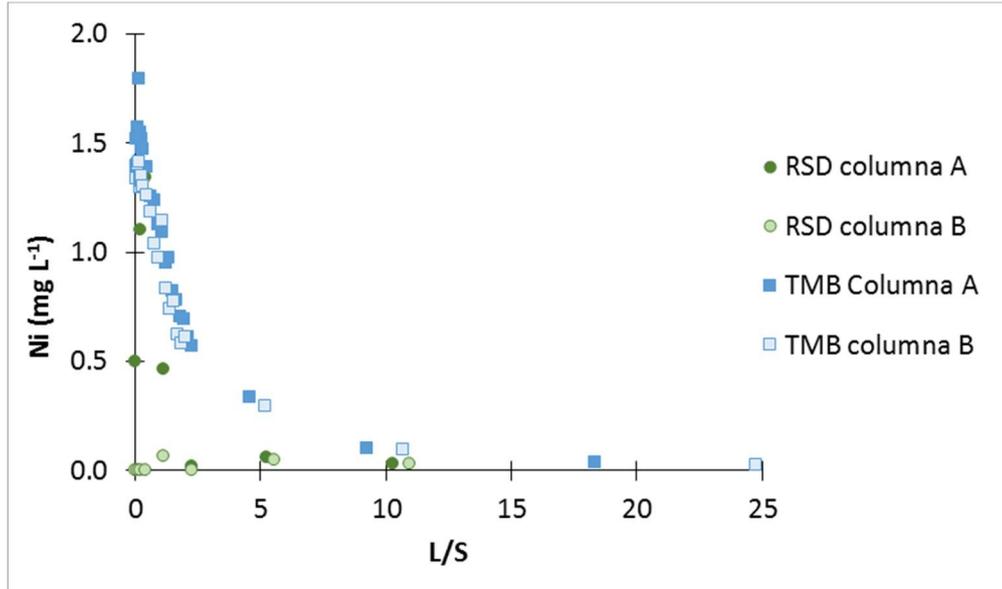


Figura 5.30. Evolución de la concentración de níquel con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

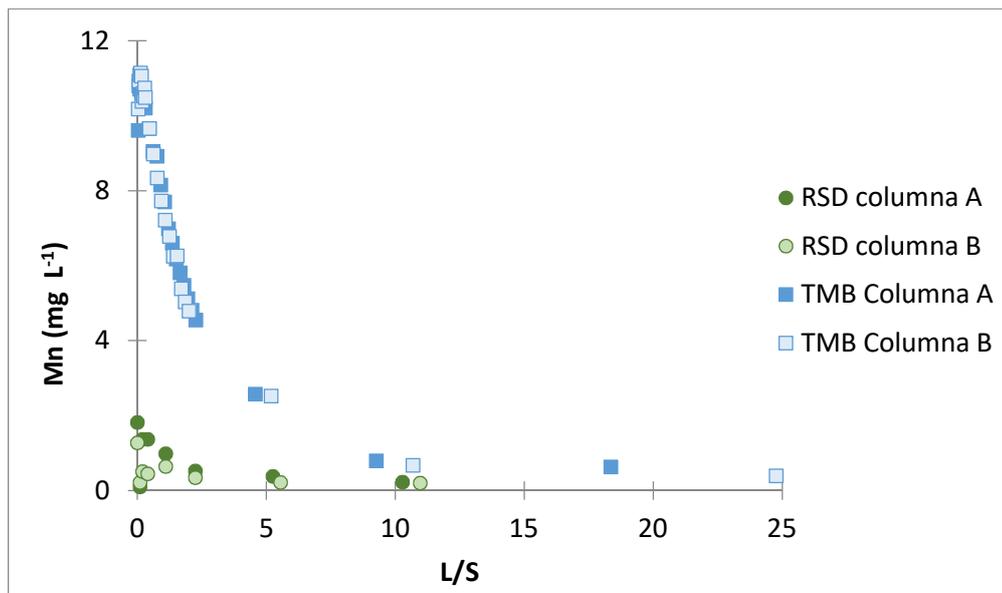


Figura 5.31. Evolución de la concentración de manganeso con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

5.4.4. Comportamiento hidráulico en condiciones de saturación

La figura 5.32. muestra los resultados para la concentración de bromo de los ensayos de trazadores llevados a cabo en las columnas D e I. La concentración de bromo medida en la columna intermedia, alcanza la concentración de entrada (20 mg L⁻¹) y una concentración mínima cuando se cambia a agua, para valores L/S más bajos que en el caso de la columna pequeña. Lo mismo ocurre en el caso del

litio. Aunque no se muestra aquí directamente la relación de este trazador con la relación L/S acumulada, si se compara su concentración frente al volumen total de líquido que pasa por la columna la diferencia entre columnas es bastante menor, lo que es consecuente con las grandes diferencias frente a L/S (Fig. 5.33.).

Si se analiza cada etapa por separado se observa que la columna pequeña alcanza la concentración de entrada antes de los 20 L, mientras que para la columna mediana esto no se da hasta sobrepasados los 50 L. Sin embargo en ambos casos deben circular más de 100 L de agua hasta alcanzar la concentración mínima. Un comportamiento similar es el que sigue el bromo frente al volumen total que pasa por la columna (Fig. 5.34.). A pesar de la diferencia de tamaño de las columnas (volumen de 1 L la columna pequeña y de 25 L para la intermedia), el volumen de líquido necesario para alcanzar las concentraciones de entrada es similar. Esto demuestra que el comportamiento hidráulico en la columna intermedia está más cerca del flujo pistón, mientras que la mezcla es mayor en la columna pequeña.

Teniendo en cuenta las medidas de la columna y el flujo de trazador inyectado, si la columna intermedia funcionase como un reactor pistón perfecto, la concentración máxima debería alcanzarse pasado el tiempo que tarda el líquido en recorrer la columna es decir, inyectado un volumen igual al del espacio disponible (no ocupado por residuos) en la misma. Teniendo en cuenta una densidad real de residuo de 1.7 kg dm^{-3} y las masas de las muestras utilizadas de la tabla 5.2., el volumen disponible estimado es 18 L en la columna mediana. Pasado este volumen la relación entre concentración de entrada y salida medida es 0.5. Aunque existe algo de mezcla y caminos preferenciales, es un valor más aproximado a 1 que en el caso de la columna pequeña. En esta misma situación la columna pequeña debería alcanzar la concentración de entrada tras el paso de 0.66 L, sin embargo, para este volumen la relación de concentración medida con la de entrada no alcanza ni 0.1. Este efecto está mucho más marcado tras el cambio a agua.

Si el agua se mezcla mejor, entonces tiene acceso a una mayor cantidad de sólido, y por tanto la disponibilidad de los contaminantes es mayor. Esto concuerda con los resultados recogidos en la tabla 5.3. para los que la carga lavada era mayor en las columnas pequeñas que en la intermedia.

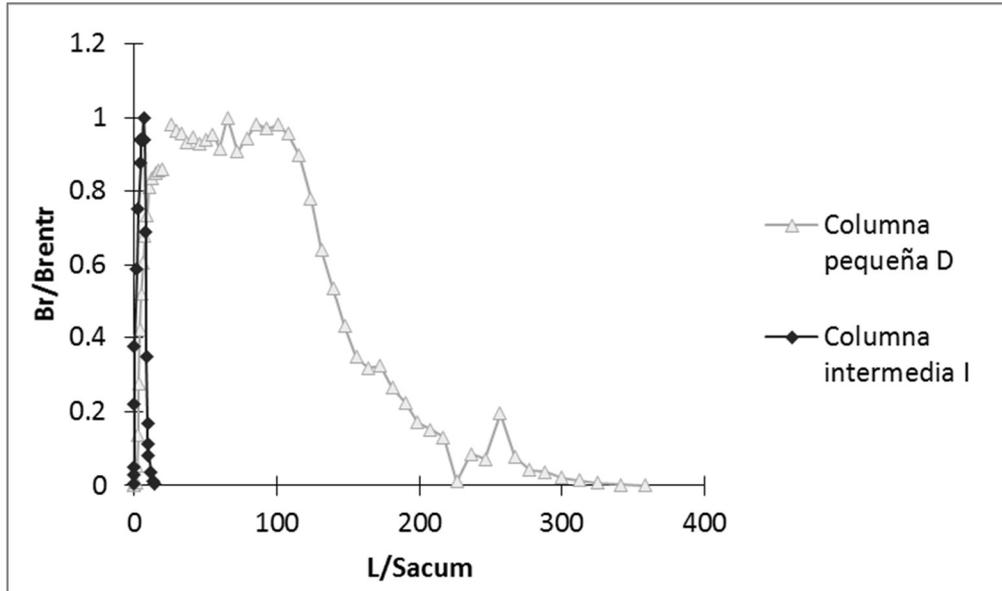


Figura 5.32. Relación entre la concentración de bromo medido (Br) y el bromo introducido en la columna ($Brentr$) en los ensayos de trazadores, frente a la relación entre el líquido acumulado y la masa del residuo utilizada.

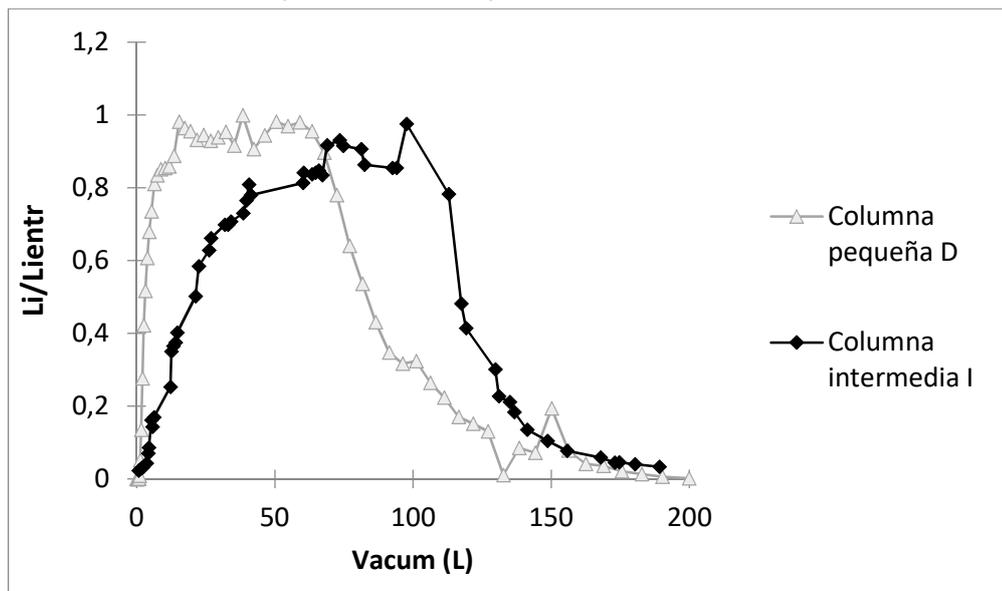


Figura 5.33. Relación entre la concentración de litio medido (Li) y el litio introducido en la columna ($Lientr$) en los ensayos de trazadores, frente al volumen acumulado de líquido que pasa por la columna.

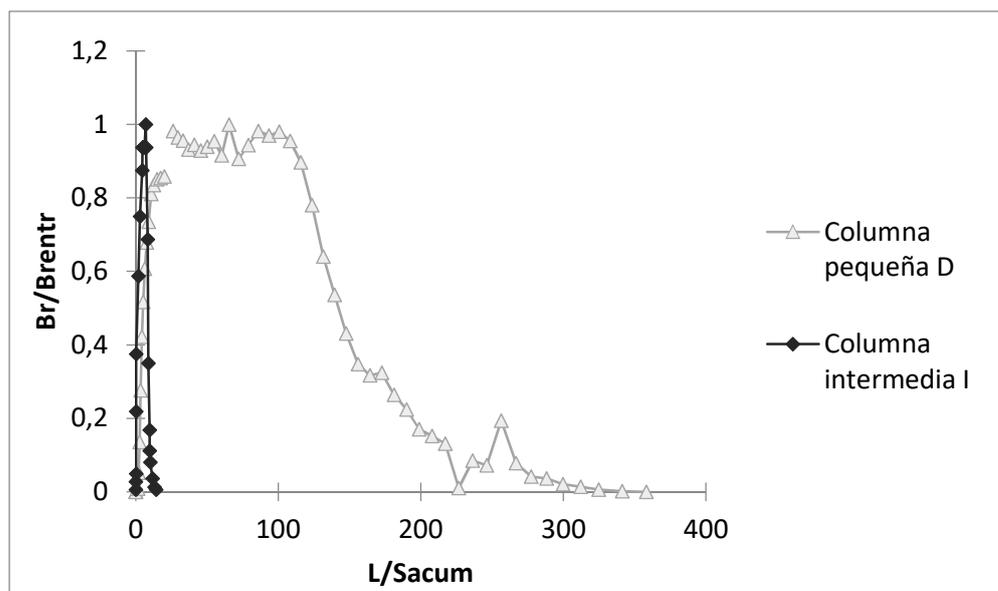


Figura 5.34. Relación entre la concentración de bromo medido (Br) y el bromo introducido en la columna (Brentr) en los ensayos de trazadores, frente al volumen acumulado de líquido que pasa por la columna.

5.5. CONCLUSIONES

Los ensayos en columnas realizados en laboratorio sobre rechazo del residuo TMB, muestran diferentes factores a tener en cuenta, tanto sobre la variabilidad de los mismos como sobre el efecto de la escala, así como diferentes eficacias de lavado de los contaminantes orgánicos frente a los metales.

Los test llevados a cabo por duplicado muestran similitudes para los compuestos orgánicos (COT y NT) tanto en su evolución en el tiempo como en la carga liberada estimada para una relación L/S dada (en este estudio se ha comprobado para 10), con desviaciones estándar menores al 5 % de la media en ambos casos (columnas A y B y C y D). La mayor variabilidad se encuentra en algunos metales para los que se presentan diferencias significativas en la concentración inicial observada y/o en su evolución a lo largo del ensayo, que no implican en todos los casos una dispersión similar en la cantidad lavada para una L/S de 10. Para evitar que esta variabilidad conduzca a resultados poco representativos, es fundamental ajustarse a la norma correspondiente en cuanto a muestreo y preparación de la muestras o bien realizar las los ensayos por duplicado.

Respecto a la escala, el tamaño de la columna, que a su vez determina el del residuo ensayado, determina tanto la concentración inicial, como la cantidad de contaminante lavado para una cierta relación L/S en los ensayos de percolación. La contaminación se encuentra menos disponible para lixiviar en el caso del

material entero (escala mediana), permaneciendo una mayor proporción en el residuo al final de la experiencia. Existe un mayor lavado de contaminantes en las columnas pequeñas, ligado a una mayor superficie de contacto con el agua, excepto en el caso del cadmio y el hierro.

Estos dos metales, cadmio y hierro, son los únicos contaminantes inorgánicos que no muestran una relación lineal con el COT en todos los ensayos. Para el resto se encuentran relaciones en las que $R^2 > 0.8$ e incluso 0.9 para Cr, Na, Mg y Zn, lo que indica que la liberación de estas sustancias está relacionada con la formación de complejos orgánicos, del mismo tipo en todos los casos. La no existencia de una relación común del Cd y Fe con el COT parece estar ligada a la distinta composición y estructura química de las distintas fracciones.

El efecto de la escala también está presente en los ensayos de trazadores. Cuando más pequeñas son las partículas, mayor es la distribución del agua a través del residuo y por lo tanto la mezcla. Esto también explica una mayor liberación de contaminantes.

Los resultados del ensayo de lixiviación convencional y los realizados en columnas no guardan una relación directa. El ensayo de lixiviación establece unos resultados de carga orgánica que representan los valores disponibles para lixiviar bajo condiciones de no degradación, sin embargo no sucede lo mismo en el caso de los metales, para los cuales, hay mayor liberación en el ensayo en columnas. En ambos casos intervienen diferentes factores que modifican la disponibilidad de los contaminantes como tamaño del residuo, tiempo de contacto, diferencias de pH. Los ensayos de lixiviación post test confirman esta afirmación.

Los test de percolación muestran una eficiencia de lavado mayor al 90% al final del experimento para la mayoría de los contaminantes con excepción de los metales y nitratos. Sería necesaria una relación L/S de 4 para que los valores de la columna I, aquella que mejor representa la estructura y composición real del residuo, obtenidos para los metales, cumplieren los límites establecidos en la normativa para considerar al material inerte. Esta relación L/S se corresponde con 60 años en vertedero o, en el caso de la planta TMB del estudio, un gasto de 500000 L de agua para lavar el residuo.

El rechazo TMB está más contaminado y lixivía más lentamente que el residuo convencional degradado estudiado aquí, especialmente respecto a la carga orgánica. El RSD se ha degradado y lavado en vertedero reduciendo más la contaminación que lo que lo hace el tratamiento en el material cántabro. Sólo las concentraciones iniciales de algunos compuestos inorgánicos como Mg y Na

mantiene valores similares al rechazo TMB y con ello unas conductividades iniciales en todos los casos en torno a 17 mS cm^{-1} .

5.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Antoniadis, V. y Alloway, B.J. (2002). "The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni and Zn in sewage sludge-amended soils". *Environmental Pollution*, vol. 117, pags. 515–521.

Ashworth, D.J. y Alloway, B.J. (2008). "Influence of dissolved organic matter on the solubility of heavy metals in sewage sludge-amended soils". *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 39, pags. 538-550.

CEN/TS 14405: 2004. Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions)". Technical specification.

Consejo Europeo (2003). "Decisión 2003/33/CE por la que se establecen los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CE". *DOUE*, vol. 11, pags. 27-49.

Cossu, R. y Lai, T. (2012). "Washing of waste prior to landfilling". *Waste Management*, vol. 32, pags 869-878.

Delay, M.; Lager, T.; Schulz, H.D. y Frimmel, F.H. (2007). "Comparison of leaching tests to determine and qualify the release of inorganic contaminants in demolition waste". *Waste Management*, vol. 27, pags. 248–255.

Di Maria, F.; Sordi, A. y Micale, C. (2013). "Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically-biologically pretreated waste in a landfill with energy recovery". *Waste Management*, vol. 33, pags. 2557–2567.

Fellner, J.; Döberl, G.; Allgaier, G. y Brunner PH (2009). "Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions". *Waste Management*, vol. 29, pags. 1844–1851.

Grathwohl, P. y Susset, B. (2009). "Comparison of percolation to batch and sequential leaching tests: Theory and data". *Waste Management*, vol. 29, pags. 2681–2688.

Guyonnet, D.; Bodéan, F.; Brons-Laot, G.; Burnol, A.; Chateau, L.; Crest, M.; Méhu, J.; Moszkowicz, P. y Piantone, P., 2008. "Multiple-scale dynamic leaching of

a municipal solid waste incineration ash". *Waste Management*, vol. 28, pags. 1963–1976.

Hjelmar, O.; Van Zomeren, A.; Wahlström, M. y Hyks, J. (2013). "Conditions affecting the applicability of the percolation leaching test in waste management". Actas del congreso, *Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2013.

Hudson, A.P.; Beaven, R.P.; Barker, J.A.; Woodman, N.D. y Knox, K. (2011). "An experiment to investigate various methods of flushing contaminants from MSW". Actas del congreso *Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2011.

Hudson, A.P.; Beaven, R.P. y Woodman, N.D. (2013). "Comparison of continuous and intermittent water flow for contaminant flushing of unsaturated municipal solid waste". Actas del congreso *Fifth International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Edimburgo, Reino Unido, Abril de 2013.

Kalbe, U.; Berger, W.; Simon, F.G.; Eckardt, J. y Christoph, G. (2007). "Results of interlaboratory comparisons of column percolation tests". *Journal of Hazardous Materials*, vol. 148, pags. 714–720.

Kosson, D.S.; van der Sloot, H.A.; Sanchez, F. y Garrabrants, A.C., (2002). "An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials". *Environmental Engineering Science*, vol. 19 (3), pags. 159–204.

Lopez-Meza, S.; Kalbe, U.; Berger, W. y Simon, F.G. (2010). "Effect of contact time on the release of contaminants from granular waste materials during column leaching experiments". *Waste Management*, vol. 30, pags. 565–571.

Lopez-Meza, S.; Garrabrants, A.C.; Van der Sloot, H.; Kosson, D.S., (2008). "Comparison of the release of constituents from granular material under batch and column testing". *Waste Management*, vol. 28, 1853–1867.

Lucena, A. y Carrascosa, F. (2013). "Análisis factorial: Análisis de componentes principales". Documento interno. Universidad Pompeu Fabra, España.

Pantini, S.; Verginelli, I. y Lombardi, F. (2015). "Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests". *Waste Management*, vol. 38, pags. 22–32.

Rieuwerts, J.S. (2007). "The mobility and bioavailability of trace metals in tropical soils: a review". *Chemical Speciation & Bioavailability*, vol. 19 (2), pags. 75-85.

Velkushanova, K. (2012). Waste categorisation analyses. Internal technical report. University of Southampton, Inglaterra.

Zhao, L.Y.L.; Schulin, R.; Weng, L. y Nowack, B. (2007). "Coupled mobilization of dissolved organic matter and metals (Cu and Zn) in soils columns. *Geochimica et Cosmochimica*, vol. 71, pags. 3407-3418.

CAPÍTULO 6.
EVALUACIÓN EN
CAMPO DE LAS
EMISIONES
CONTAMINANTES

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

6.1. INTRODUCCIÓN	171
6.2. OBJETIVOS	172
6.3. METOLOGÍA	173
6.3.1. Características del vertedero de Meruelo	173
6.3.2. Construcción e instrumentación de la celda	174
6.3.3. Seguimiento y análisis en laboratorio	180
6.4. RESULTADOS	182
6.4.1. Características del lixiviado	182
6.4.1.1. Caudal	182
6.4.1.2. Composición del lixiviado	183
6.4.2. Composición del biogás	194
6.4.3. Temperatura en el interior de la celda	195
6.4.4. Otros parámetros	197
6.5. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS CON LOS DE LABORATORIO	199
6.6. CONCLUSIONES	206
6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	208

6.1. INTRODUCCIÓN

En España, a día de hoy, la mejor opción de minimización de vertido de residuos sólidos urbanos, pasa por un tratamiento mecánico-biológico con aprovechamiento de parte del material para uso en aplicaciones en suelo y otra parte como combustible para las plantas de valorización energética (Gallardo et al., 2014). De forma que sólo llegue a vertedero el rechazo del proceso de afino después de la estabilización biológica, junto con la escoria de la planta de aprovechamiento energético y otros residuos secundarios. Un ejemplo de vertedero de este tipo se encuentra en Cantabria, concretamente en Meruelo.

En capítulos anteriores se han caracterizado en detalle, a través de ensayos convencionales y test en columnas, los rechazos del tratamiento biológico que recibe el vertedero de Meruelo. Este rechazo era el principal componente del material que llegaba en el momento del estudio a la instalación. Así mismo se ha estudiado el comportamiento de las escorias procedentes de la incineración. Estos ensayos en laboratorio, permiten obtener resultados para estimar, en ocasiones con ayuda de la modelización, el comportamiento de los residuos una vez vertidos, así como su potencial contaminante. Sin embargo, no es posible reproducir en laboratorio las condiciones que los residuos presentan en campo. Esto hace que varios autores destaquen la importancia de obtener datos en el propio vertedero (Fellner et al., 2009; Di Maria et al., 2013).

Por tanto, se utilizan las medidas in situ como medio para obtener resultados en unas condiciones que se parezcan más a la realidad. Así, se encuentran estudios en vertedero tanto para determinar parámetros concretos como la temperatura (Bouazza et al., 2011) o los asentamientos (Ferreira et al., 2012), como para seguimientos más completos de un tipo de residuo concreto (López, 2014).

Sin embargo, todas las vías de estudio, desde los ensayos en laboratorio hasta la observación en campo pasando por la modelización matemática, presentan ventajas y desventajas, y dependerá del propósito que se persiga el utilizar uno u otro (Fellner et al., 2009). En el caso de las medidas *in situ*, algunas características específicas de los vertederos de residuos urbanos dificultan la aplicación de métodos ya contrastados en otras circunstancias (López, 2016). Por un lado, la heterogeneidad del residuo requiere la realización de medidas en varias localizaciones del material vertido, para obtener una representación aproximada de lo que ocurre en todo el volumen de residuo. Sino sucede que, aunque en los últimos años se han llevado a cabo en campo medidas relacionadas con los procesos de degradación del vertedero y su hidrología, en la mayor parte de estas

investigaciones dichas medidas se han determinado en unos pocos puntos y en cortos espacios de tiempo, perdiendo así representatividad de lo que ocurre en todo el relleno (Münlich et al., 2012). Por otro lado, la instrumentación en vertedero se ve sometida a unas condiciones desfavorables para su conservación: ambiente agresivo (altas temperaturas, condiciones ácidas, humedad...) y paso de maquinaria, al ser una instalación en continua operación. Ambos encarecen considerablemente los costes de esta técnica.

Por otro lado, existen pocos estudios en campo sobre el comportamiento de los residuos TMB, la mayoría de los trabajos se han realizado sobre residuos sin tratar, y los que existen sobre residuo tratado muestran resultados variables que dependen tanto del origen del residuo como del proceso TMB utilizado (Montejo et al., 2013).

Teniendo en cuenta tanto las limitaciones de las medidas *in situ*, así como las diferencias significativas en los procesos TMB, se optó por la instalación de una celda dentro del vertedero de Meruelo, en la que sólo se almacenase material de rechazo, componente principal del material que llega a vertedero en España.

6.2. OBJETIVOS

Este capítulo tiene como fin caracterizar los procesos de degradación que se dan en los vertederos que acogen el material de rechazo de las plantas de TMB a través de la instrumentación y el seguimiento de una celda piloto en campo, para complementar y reforzar los ensayos realizados en laboratorio.

Puede dividirse en los siguientes objetivos específicos:

Caracterización de emisiones contaminantes en forma líquida, es decir, del lixiviado.

- Caracterización de la composición de las emisiones gaseosas generadas por degradación del residuo.
- Caracterización del balance hidrológico superficial.
- Caracterización de otros parámetros de degradación y explotación.
- Comparación con los resultados de otros autores en vertederos de residuos TMB, extrapolación de lo observado a otras instalaciones similares así como predicción de su evolución en el tiempo.
- Evaluación de algunas de las diferencias con los resultados del ensayo de lixiviación y las columnas en laboratorio.

6.3. METODOLOGÍA

La celda experimental se construyó en la nueva fase de explotación del vertedero de Meruelo en Cantabria, un ejemplo de los nuevos vertederos de rechazos. A continuación se detallan las características del vertedero, el procedimiento de construcción e instrumentación de la celda, así como la descripción de la toma de datos.

6.3.1. Características del vertedero de Meruelo

El vertedero de Meruelo donde se instaló la celda, comenzó una nueva fase de explotación en noviembre de 2011. Esta nueva fase se encuentra en una vaguada sobre un antiguo vertedero aislado de acuerdo con la Directiva 1999/31/CE del Consejo, de tal forma que el material depositado se mantiene completamente separado de los residuos previamente vertidos mediante un revestimiento de fondo doble compuesto por: dos capas de arcilla alternadas con dos geomembranas de polietileno de alta densidad y una capa de grava de drenaje sobre la que se extiende un geotextil. El vertido de los residuos se produce en capas compactadas de unos 4 m de espesor cubiertas por unos 30 cm de un material margo-arcilloso obtenido de la propia excavación del vertedero. Estas capas se extienden a lo largo de toda la superficie, es decir, desde la parte más alta del vertedero hasta su muro de contención. Además de los 50 cm de grava de la parte inferior del vertedero con sus correspondientes tubos de recogida de lixiviados, en cada capa se coloca una red de drenaje dendrítica. Esta está formada por drenajes transversales de grava (paralelos al muro de contención) que conducen el lixiviado a una tubería principal que divide la capa en dos mitades en la dirección de la pendiente. Los tubos de cada capa están conectados al principal a través del muro de contención. En esta tubería se recoge el lixiviado recolectado en todas las capas de las diferentes fases del vertedero y se lleva a unas balsas de regulación para su posterior tratamiento.

Con el fin de minimizar la producción de agua contaminada, el área de vertido se aísla de las áreas vacías por medio de paredes perimetrales que separan la escorrentía limpia del lixiviado. Las paredes perimetrales avanzan a la vez que las capas de residuo. La escorrentía se lleva a una zanja perimetral en donde, después de comprobar que no está contaminada en un pozo de hormigón de control, se vierte al medio ambiente.

El área total del vertedero es de 7.5 ha (Imagen 6.1) pero en el momento del estudio se encontraban en operación 0.9 ha. En esta superficie son vertidos tanto

los rechazos de la planta TMB, que representa el 40% frente al total ($100000 \text{ Tn año}^{-1}$), como las escorias provenientes de la planta de valorización energética y otros residuos que aún no se someten a tratamiento. Se espera que la proporción de rechazo se incremente a medida que aumenta la cantidad de residuos que se somete a pretratamiento tal y como establece la Directiva 2008/98/CE.

Por su parte el biogás que se forma en esta nueva fase, se recolecta con el mismo sistema que se instaló en el antiguo vertedero. Los tubos se van prolongando verticalmente a medida que la nueva fase se explota, de tal forma que el gas que se extrae y conduce a la planta de tratamiento y producción de energía, es una mezcla del generado por los nuevos residuos y por aquellos de capas inferiores.



Imagen 6.1. Vista de la nueva fase del vertedero de Meruelo.

6.3.2. Construcción e instrumentación de la celda

La base de la celda piloto es cuadrada de $30 \times 30 \text{ m}^2$. Se situó sobre la cobertura intermedia de una de las capas de explotación del vertedero, siguiendo el frente de vertido (Imagen 6.1.). Se delimitó la zona con un caballón de la misma tierra arcillosa con la que se construyen las capas de cobertura y se llenó hasta completar los 4 m de altura, con residuo de rechazo que provenía directamente de la etapa del afino de la planta TMB. Es decir, en total se vertieron 4966 kg del mismo material caracterizado en el capítulo 4 y utilizado para los ensayos en columna en el capítulo 5. Teniendo en cuenta que la humedad de dicho residuo es del 30%, la densidad en peso seco de la celda resultó ser de 967 kg m^{-3} .

Para llevar a cabo el seguimiento detallado de la celda experimental se diseñó un plan de instrumentación y seguimiento que controlase algunos parámetros internos (biogás, temperatura, altura de lixiviado en el fondo y asientos). El grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria había realizado previamente un estudio en un vertedero de residuos procedentes del rechazo de una planta de tratamiento de residuos de construcción y demolición (López, 2016), por lo que se utilizaron los conocimientos adquiridos y se optimizó el diseño. Teniendo en cuenta las necesidades de control y el presupuesto, la celda se dividió en varias zonas, donde se colocó la instrumentación. El primer parámetro que se tuvo en cuenta en el diseño fue la profundidad. Se establecieron tres niveles correspondientes con distintas profundidades de la celda: nivel 1 el más profundo, nivel 2 el intermedio y nivel 3 el más superficial. En cada uno de los niveles se establecieron 4 puntos de medida tal y como muestra el esquema de la figura 6.1.

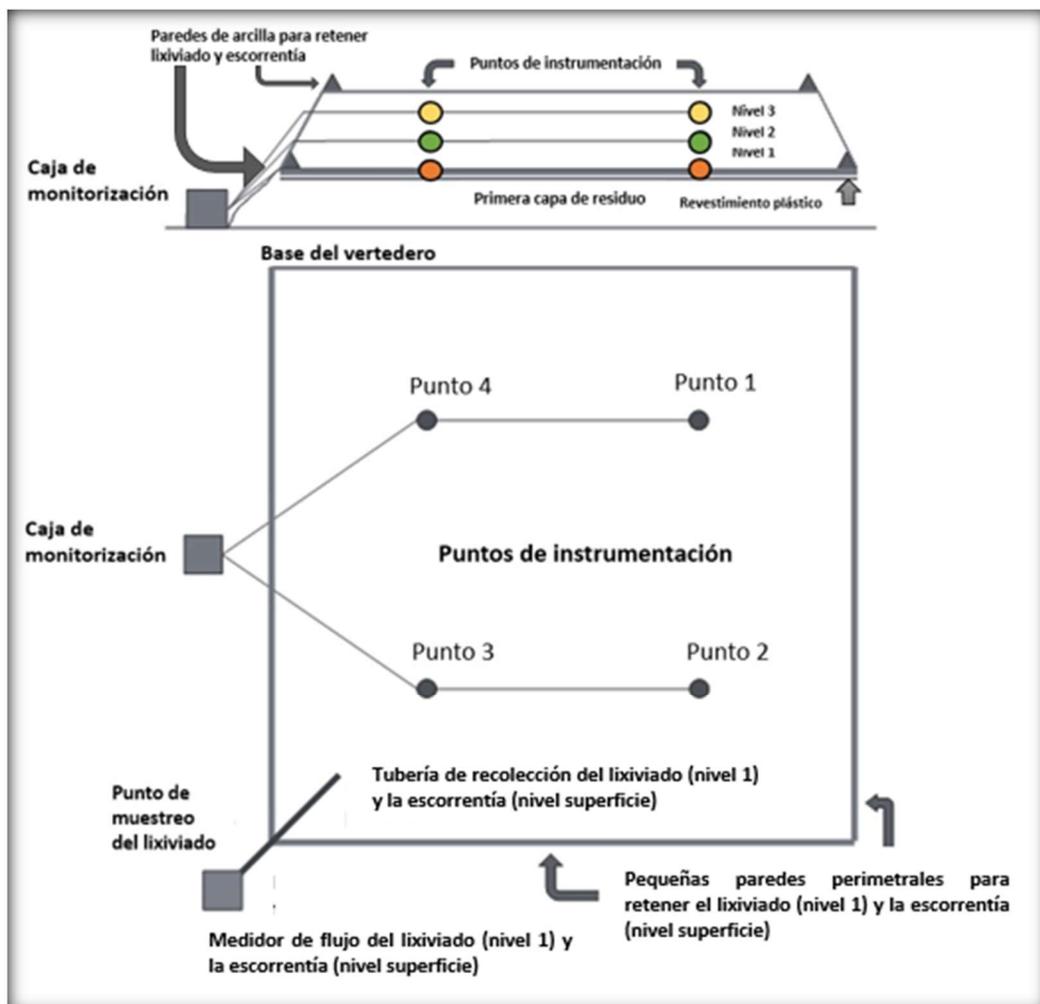


Figura 6.1. Esquema del perfil y la planta de la celda experimental.

El llenado de la celda se llevó a cabo en tres fases coincidiendo con las tres capas en las que se colocó la instrumentación. A continuación se detallan estas tres fases así como el acondicionamiento de la base de la celda.



Imagen 6.2. Talud perimetral de la celda experimental.

Sobre la base correctamente delimitada (Imagen 6.2.) se colocaron dos láminas de un plástico impermeable cubiertas por un geotextil que protegía el conjunto. En la parte más baja de la celda se situó un tubo de evacuación de lixiviados al que se unió un tubo de dren dispuesto sobre el geotextil. El sistema de desalojo de lixiviados se completó vertiendo rajón sobre toda la diagonal de la celda (Imagen 6.3.), siguiendo la pendiente del fondo.

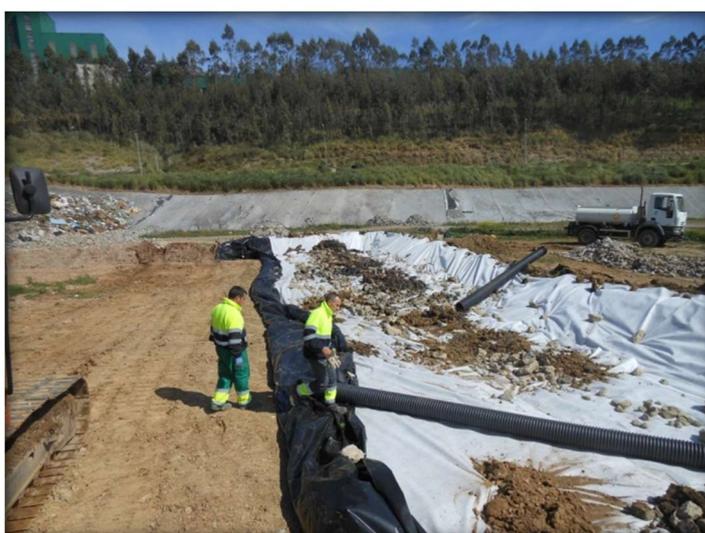


Imagen 6.3. Colocación de las láminas de plástico impermeable, el geotextil y el tubo de dren.



Imagen 6.4. Aspecto de la celda impermeabilizada.

Una vez impermeabilizada la celda (Imagen 6.4.) comenzó la instrumentación del nivel 1, es decir el nivel más profundo. Consistió en cuatro puntos de muestreo en cada uno de los cuales se dispuso un tomamuestras de gas-lixiviado y un piezómetro con medida de temperatura. Tanto los cables de los piezómetros como las tuberías que parten de los tomamuestras, se protegieron en su camino fuera de la celda, con tubo corrugado (Imagen 6.5.). A su vez cada tubo corrugado se colocó sobre una cama de arena y se cubrió con este mismo material. A continuación se dispuso encima de cada piezómetro residuo y se tomó la lectura "cero" de campo, imprescindible para los cálculos posteriores. Los piezómetros, de marca INGEOIN, tenían un rango de 3.5 kg cm^{-2} y una sensibilidad de 0.01 kg cm^{-2} .

Además en las cuatro esquinas de la celda se colocaron, correctamente niveladas sobre una cama de arena, placas de asentamiento (Imagen 6.6.). Estos instrumentos consistieron en planchas cuadradas de acero inoxidable de 1 m^2 con un eje de acero soldado al centro de 5 m de altura.



Imagen 6.5. Colocación de uno de los piezómetros y tomamuestras.



Imagen 6.6. Fijado de las placas de asiento.

Una vez colocado el primer nivel de instrumentación se comenzó con el vertido de residuo.

La colocación de los niveles de instrumentación dos y tres se llevó a cabo siguiendo el mismo procedimiento. Se depositó en la celda el rechazo del afino de la planta de tratamiento mecánico-biológico, hasta alcanzar algo más de la altura en la que se quería disponer la instrumentación, se abrió una zanja con la pala y se

extendieron las tuberías correctamente protegidas con arena, así como las termorresistencias y los tomamuestras de gas-lixiviado en los puntos de medida. En total se establecieron ocho puntos de instrumentación en estos dos niveles, cuatro por nivel. Por tanto la instrumentación incluyó cuatro piezómetros, 12 termómetros (PT100) y 12 tomamuestras de gas-líquido. Los tomamuestras se construyeron a mano con tramos finales de tuberías perforados, que se conectaron al exterior por medio de mangueras a través de las cuales el fluido acumulado en el residuo podía ser aspirado por succión. Por su parte las termorresistencias, PT-100, tenían un rango de medida de $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $+150\text{ }^{\circ}\text{C}$ y una precisión de $0.1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Cuando el residuo alcanzó aproximadamente los cuatro metros de altura, la celda se cubrió con una capa de 30 cm y se construyó un caballón para delimitar la escorrentía, todo con el mismo material arcilloso con el que se había construido el del lixiviado.

Además sobre las varillas de asentamiento, se colocaron los prismas que servirían como referencia en las medidas topográficas.

Toda la información de los piezómetros y termómetros, llegaba a través del cableado y se almacenaba en un *data logger*, que fue instalado dentro de un armario en un lateral de la celda (Imagen 6.7.). Se recogían y guardaban las señales cada 30 min.

Además se instalaron dos medidores de flujo para la monitorización continua del lixiviado (PLU-100, Desin Instruments) y la escorrentía superficial (Sigma 950, Hach Co.).



Imagen 6.7. Panel con data logger para el seguimiento de la medida de PT100 y piezómetros.

Una vez quedó todo emplazado comenzó la monitorización que se alargó 18 meses en el tiempo (535 días). Esta incluyó:

La captura y análisis de los datos del *data logger* y los medidores de flujo una vez por semana.

El muestreo mensual y análisis en laboratorio del lixiviado tomado en el punto de muestreo de la celda y en la tubería de recolección de toda la fase nueva del vertedero (Imagen 6.8.).

La medida de la composición del gas recogido en los tomamuestras proveniente del interior de la celda con una regularidad de entre quince días y un mes.

Un levantamiento topográfico mensual de las cuatro placas de asentamiento.

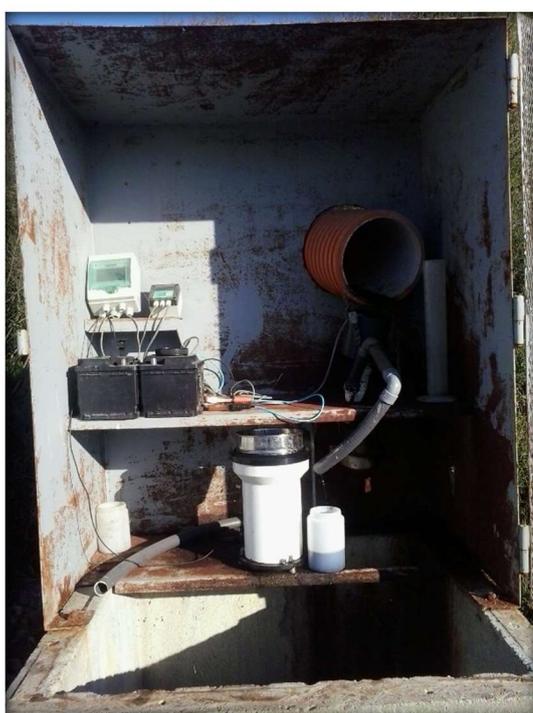


Imagen 6.8. Punto de muestreo y medida de caudal de la celda.

A medida que se desarrollaba el seguimiento el frente del vertedero avanzó, de tal manera que la celda lindaba con residuo en todo su perímetro excepto la cara próxima a la caja de seguimiento (Fig. 6.1.).

6.3.3. Seguimiento y análisis en laboratorio

Durante 17 meses se tomó una muestra al mes de lixiviado del lugar establecido para ello. Este se localizaba fuera de la celda en el punto más bajo de la tubería de recolección. La conductividad eléctrica (EC), el pH, el potencial redox y el oxígeno disuelto (OD) se midieron in situ con un equipo móvil compuesto por: conductímetro CRISON 524, phmetro CRISON 507 con electrodo 52-00 y sonda

de oxígeno WTW Oxi 330/SET. Las muestras se conservaron siguiendo la norma UNE-EN ISO 5667-3 para más tarde en laboratorio medir los siguientes parámetros: DQO total y soluble, DBO₅ total y soluble, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, alcalinidad, sulfatos, sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos suspendidos y concentración de varios metales. Todos los análisis se llevaron a cabo bajo los métodos estandarizados descritos en el capítulo 3.

Al mismo tiempo se recogieron muestras del sistema de recolección de lixiviado del vertedero donde se situaba la celda y se analizaron los mismos parámetros para poder llevar a cabo las comparaciones pertinentes. Durante el periodo de seguimiento se dieron las mismas condiciones climatológicas en el vertedero y en la celda. También las condiciones de operación fueron similares (compactación, cobertura). Sin embargo el vertedero alberga otros tipos de residuo además del rechazo, de tal forma que al comparar las características de los lixiviados se puede identificar el impacto del material TMB en la contaminación del mismo.

Por último, cada dos semanas se tomaron muestras de los tomamuestras de la celda. En cuatro ocasiones de aquellos situados en la parte más baja de la celda se obtuvo líquido (puntos 2, 3 y 4 del nivel 1). El resto del tiempo solo se obtuvo biogás en todos los puntos de cada nivel. En las muestras de gas extraídas mediante succión se midió la concentración de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), hidrógeno (H₂) y sulfuro de hidrógeno (H₂S) mediante un analizador (inicialmente el modelo GA2000 y después GA5000 de Geotechnical Instruments, UK).

Al igual que en el capítulo 5, para conocer la carga de contaminante liberado durante el periodo del estudio por unidad de masa se considero que: al tener una serie de medidas discretas de la contaminación en función de la relación entre la cantidad de líquido que se infiltró en la celda y su masa (L/S), cada concentración medida era representativa de un volumen de agua. Así:

$$\text{Carga contaminante (mg kg}^{-1}\text{ MS)} = C \text{ (mgL}^{-1}\text{)} \cdot (V_1 \text{ (L)} - V_2 \text{ (L)}) / P_S \text{ (kg)}$$

Donde C es la concentración medida del contaminante, P_S la masa del residuo ensayado en la columna en peso seco (MS) y V_1 y V_2 los volúmenes de agua infiltrada entre los que se consideró la concentración medida constante.

6.4. RESULTADOS

6.4.1. Características del lixiviado

6.4.1.1. Caudal

Los datos recogidos del punto de medida, así como la observación visual, muestran que el flujo de lixiviado tiene una respuesta rápida a los episodios de lluvia, incrementándose rápidamente cuando estos suceden y decreciendo cuando paran. El agua se infiltra rápidamente en la celda produciendo grandes variaciones en el flujo de lixiviado en un rango entre los 5 L h⁻¹ y los 100 L h⁻¹. Esta variabilidad imposibilitó la medida con el equipamiento instalado en muchas ocasiones, no haciendo posible el seguimiento en continuo de este parámetro. Las medidas recogidas de volumen de lixiviado, junto con los datos meteorológicos del lugar (Tabla 6.1.), han permitido estimar que aproximadamente el 20% del agua que cayó sobre la celda durante los episodios de lluvia se infiltró a través de la cobertura arcillosa llegando a convertirse en lixiviado.

Tabla 6.1. Volúmenes mensuales de precipitación y lixiviado en la celda de enero a noviembre de 2015.

Mes	Volumen de precipitación acumulado (L)	Volumen de lixiviado a acumulado (L)
Enero 2015	213120	42624
Febrero 2015	322200	64440
Marzo 2015	167760	33552
Abril 2015	37080	7416
Mayo 2015	28800	5760
Junio 2015	30420	6084
Julio 2015	79560	15912
Agosto 2015	83340	16668
Septiembre 2015	82260	16452
Octubre 2015	128520	25704
Noviembre 2015	163980	32796
Total	1337040	267408

Los datos meteorológicos en la zona indican que durante los 18 meses de seguimiento, sobre el vertedero cayeron 2108 mm de precipitación, es decir que, sobre la celda, se recogieron 1897 m³ de los cuales pasaron a formar lixiviado 379 m³ (una media de 709 L d⁻¹). Teniendo en cuenta esta estimación y el peso del residuo vertido en la celda, al final del ensayo la relación líquido sólido (L/S) fue del orden de 0.11 L kg⁻¹. De igual modo se estimaron las relaciones L/S en otros momentos del estudio.

6.4.1.2. Composición del lixiviado

La tabla 6.2. muestra el rango de valores que toman los parámetros medidos en el lixiviado de la celda así como en el lixiviado de todo el vertedero durante el periodo de seguimiento. Así mismo la tabla recoge los valores obtenidos por otros autores para vertederos de residuos sin tratar en diferentes periodos (fase acidogénica,

fase metanogénica) y para vertederos de residuos TMB con alto y bajo-medio grado de estabilización.

Los resultados muestran valores de pH por encima de 7, es decir, se trataría de un lixiviado básico el de la celda, lo que se corresponde con un vertedero maduro, en su fase metanogénica. Estos valores se encuentran en el rango de los que obtiene Robison et al. (2005) en los vertederos TMB estudiados, con valores en torno a 7.9 para vertederos con un material cuyo tratamiento previo fue similar al del residuo del presente estudio, e incluso por encima de 8 para residuos con un grado de tratamiento mayor.

Por otro lado, en el lixiviado se encuentran altos niveles de contaminación orgánica. Las concentraciones de DQO, DBO₅ y COT son elevadas, por encima de los que se recogen en la tabla para vertederos de residuos TMB. Además los altos rangos de concentración de sólidos disueltos y nitrógeno amoniacal muestran que el residuo no está aún estabilizado.

Lo mismo ocurre, aunque en menor grado, con los metales. La concentración media de algunos de ellos tales como el hierro, el magnesio y el cadmio entra dentro de los rangos obtenidos por Robinson et al. (2005) para residuos TMB con medio-bajo grado de descomposición. Lo mismo sucede con Na y Ca, los cationes más abundantes en el lixiviado.

El valor medio de conductividad está en el orden de los obtenidos por Münnich et al. (2011) en una celda experimental con residuos TMB, pero por encima del rango que se muestra en la tabla 6.2. para estos residuos y los resultados obtenidos por otros autores. Por ejemplo Siddiqui et al. (2012) en sus ensayos en columnas piloto de grandes dimensiones obtiene conductividades con un valor máximo de 20 ms cm⁻¹, la mitad que la media en el ensayo, que se sitúa en 48 mS cm⁻¹. Esta gran diferencia puede ser debida en parte al efecto del lavado ya que en Siddiqui et al. (2012) trabajaron con relaciones L/S de 2 L kg⁻¹ y al terminar el periodo de este estudio sólo habían pasado por la celda 0.11 L kg⁻¹.

Tabla 6.2. Resultados de la calidad del lixiviado frente a valores publicados en la literatura

Parámetro	Celda piloto (17 muestras)	Vertedero de Meruelo (17 muestras)	Christensen et al. (2001)			Robinson et al. (2005)	
			Fase ácida	Fase metanogénica	Lixiviado vertedero	MBT Alto grado descomposición	MBT bajo-medio grado descomposición
pH	7.9-9.6 (8.9)	7.4-8.6 (8.0)	4.5-7.5	7.5-9	4.5-9	7.5-8	7.5-8.5
Conductividad (mS cm ⁻¹)	31.5-67.8 (46.8)	6.6-22.3 (13.7)				6-10	10-20
DQO Total (mg L ⁻¹)	10833-79478 (29981)	1037-11013 (2894)					
DQO soluble (mg L ⁻¹)	9943-72912 (25858)	843-10771 (2535)	6000-60000	500-4500	140-152000	2000-1500	1000-5000
DBO ₅ total (mg L ⁻¹)	850-20400 (6700)	160-4400 (984)					
DBO ₅ soluble (mg L ⁻¹)	200-16000 (5100)	120-2900 (722)	4000-40000	20-550	20-57000	50-30	20-200
COT soluble (mg L ⁻¹)	2736-27395 (8560)	263-5151 (970)			30-29000	500-500	500-2000
NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	1378-5600 (3420)	323-1230 (667)			50-2200	30-200	50-1000
Sulfatos (SO ₄) (mg L ⁻¹)	88-2179 (937)	57-332 (150)	70-1750	10-420	8-7750	500-500	1000-5000
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	22258-138706 (46100)	4010-13770 (7238)			2000-60000		
Calcio (mg L ⁻¹)	9-917 (180)	83-287 (147)	10-2500	20-600	10-7200	250-300	100-800
Sodio (mg L ⁻¹)	3485-7043 (5326)	612-2600 (1407)			70-7700	800-1200	2000-4000
Magnesio (mg L ⁻¹)	38-793 (163)	43-131 (69)	50-1150	40-350	30-15000	60-100	100-400
Hierro (mg L ⁻¹)	7-40 (16)	2-11 (3)			3-5500	2-10	5-20
Cromo (µg L ⁻¹)	209-1180 (746)	<44-259 (156)			20-1500	50-100	100-500
Cadmio (µg L ⁻¹)	4-287 (55)	<1-21 (11)			0.1-400	3-3	5-100
Cobre (µg L ⁻¹)	747-10422 (2140)	52-238 (115)			5-10000	200-200	200-500
Zinc (µg L ⁻¹)	1500-18584 (4083)	104-4794 (615)	100-120000	30-4000	30-1000000	500-200	500-3000
Plomo (µg L ⁻¹)	88-1626 (437)	<8-231 (63)			1-5000	20-40	100-400
Níquel (µg L ⁻¹)	88-3331 (1582)	77-460 (198)			15-13000	100-100	100-700
Arsénico (µg L ⁻¹)	290-630 (463)	26-110 (61)			10-1000	4-6	10-100
Mercurio (µg L ⁻¹)	0.9-5.0 (1.8)	<0.5-0.8 (<0.5)			0.1-160	0.1-0.1	0.1-10

La tabla muestra rangos de medida en todo el periodo, pero la tendencia en el tiempo fue que las concentraciones disminuyeran, encontrándose además variaciones notables durante los eventos de lluvia.

Para la propia conductividad se observa en la figura 6.2. que, tras los primeros meses, en los que los valores aún se mantienen altos, este parámetro decrece a medida que la lluvia va lavando el residuo, pasando de conductividades cercanas a 60 mS cm^{-1} a por debajo de 40 mS cm^{-1} . La misma gráfica muestra la evolución del pH, que por su parte crece desde valores de aproximadamente 8 a encontrarse por encima de 9.

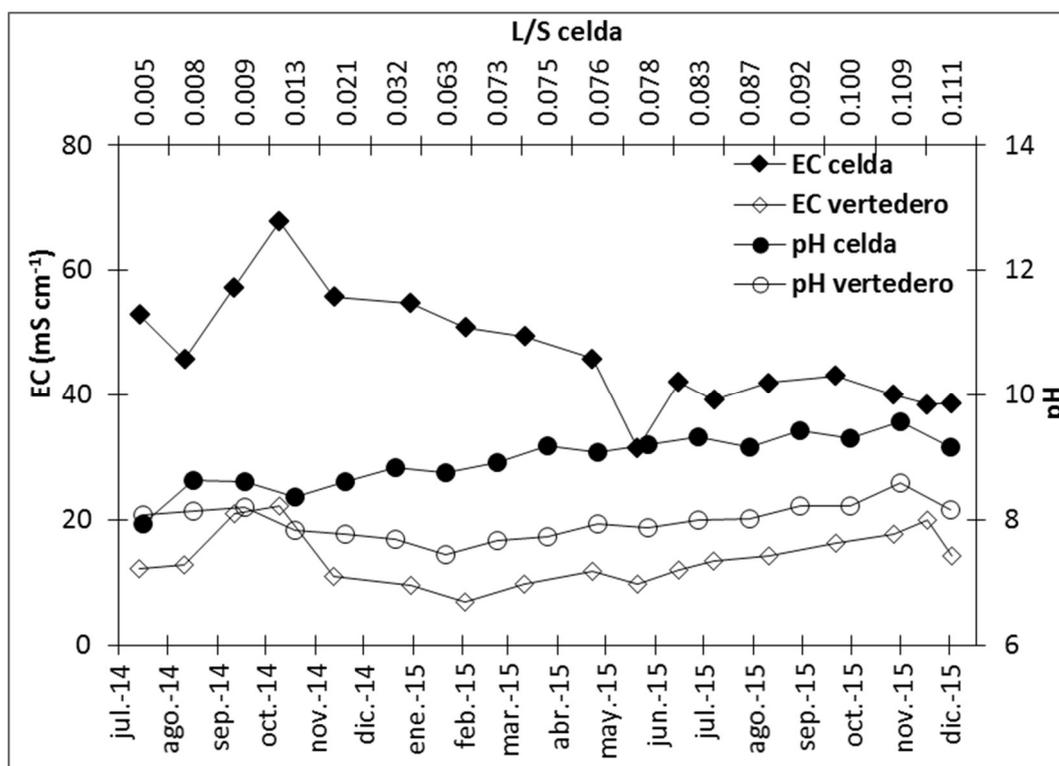


Figura 6.2. Evolución de la conductividad y el pH en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

Los valores de pH, propios de un vertedero maduro, no se corresponden con los valores iniciales de contaminación orgánica que, con concentraciones de DQO, DBO₅ y COT por encima de 70000, 15000 y 25000 mg L⁻¹, respectivamente, superan ampliamente los rangos de los residuos con tratamiento no intenso (Tabla 6.1.). Como se observa en las figuras 6.3. y 6.4., a medida que van transcurriendo los meses las concentraciones de estos parámetros van disminuyendo, de tal forma que tras 6 meses los valores de DQO y DBO₅ habían pasado a ser aproximadamente un tercio de los iniciales y tras 17 meses 8 y 10 veces menores a los de inicio. Estas concentraciones se encuentran prácticamente en el rango de vertederos en fase metanógena y vertederos de residuos bioestabilizados con

tratamiento de baja intensidad, y se acerca a las concentraciones que se midieron de media para estos parámetros en el lixiviado del vertedero. Si, por su parte, se toma la concentración media de DQO, esta se corresponde con los valores en torno a 23000 mg L⁻¹ que obtienen Suchowska-Kisielewicz et al. (2013) durante la fase metanogénica inestable. Según este mismo trabajo, la DQO aún no habría alcanzado la fase metanogénica estable, que se correspondería con concentraciones en torno a 1300 mg L⁻¹.

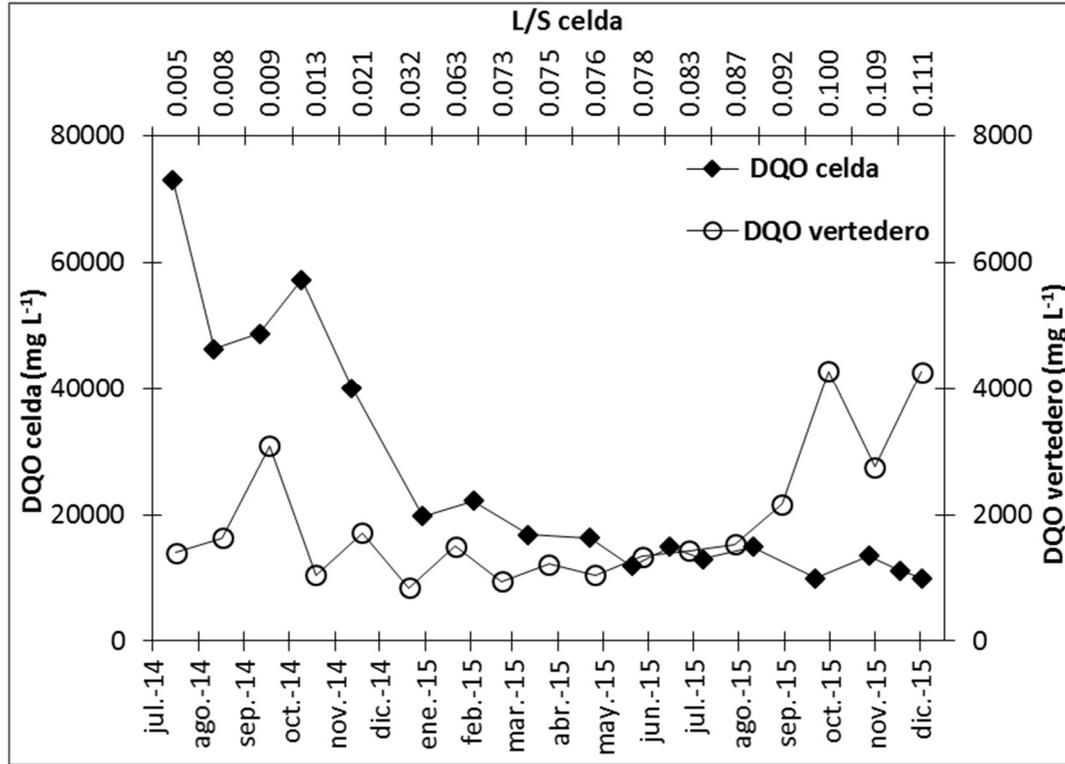


Figura 6.3. Evolución de la DQO en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

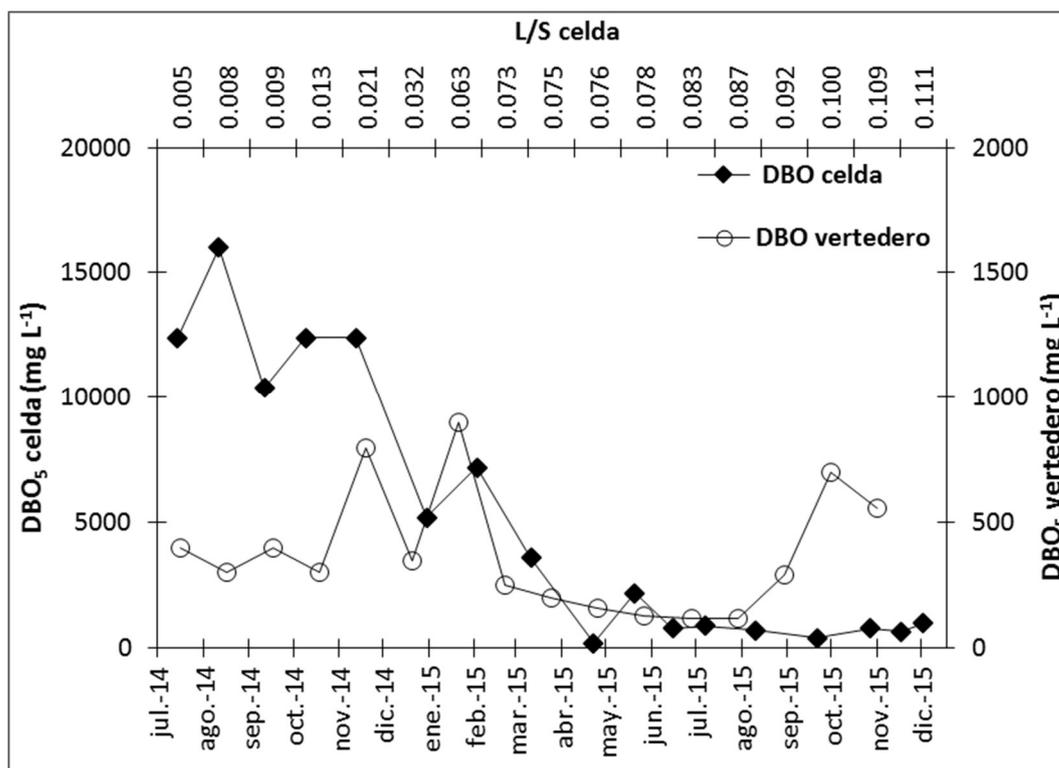


Figura 6.4. Evolución de la DBO₅ en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

En el caso del nitrógeno también hay una disminución en la concentración, si bien esta es menor (Fig. 6.5.). Se da principalmente entre enero y junio de 2015, de manera que los últimos meses el parámetro sólo disminuye ligeramente, dando como resultado que al final del periodo de estudio la concentración final es apenas un tercio de la inicial. Puede que esta forma más lenta de lixiviar respecto a DQO y DBO₅ se deba al hecho de que, a diferencia de lo que ocurre con los contaminantes orgánicos, no hay pérdida de compuestos en forma de nitrógeno en el biogás. El valor final se sitúa por encima del que proporciona Robison et al. (2005) para residuos con un tratamiento poco intenso (50 - 1000 mg NH₄-N L⁻¹), más cercano al valor del lixiviado para residuos frescos.

Si se consulta a otros autores no está clara la tendencia que debería seguir el amonio en el lixiviado de residuos TMB. Mientras algunos autores (Siddiqui et al., 2012; Cappai et al., 2005) obtienen menores valores de este parámetro tras el tratamiento biológico, otros como Salati et al. (2013) miden concentraciones de amonio que se mantienen altas durante bastante tiempo.

La principal causa de las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal observadas al comienzo del estudio, pueden ser debidas a la amonificación del nitrógeno orgánico en la planta de tratamiento. Durante el proceso biológico del tratamiento a los residuos no se los somete a un proceso de maduración que promueva su

nitrificación, liberándose $\text{NH}_4\text{-N}$ al ser vertidos. Siddiqui et al. (2012) en sus ensayos de laboratorio obtuvieron también una rápida liberación del nitrógeno amoniacal, superando los residuos menos estabilizados los 1000 mg L^{-1} .

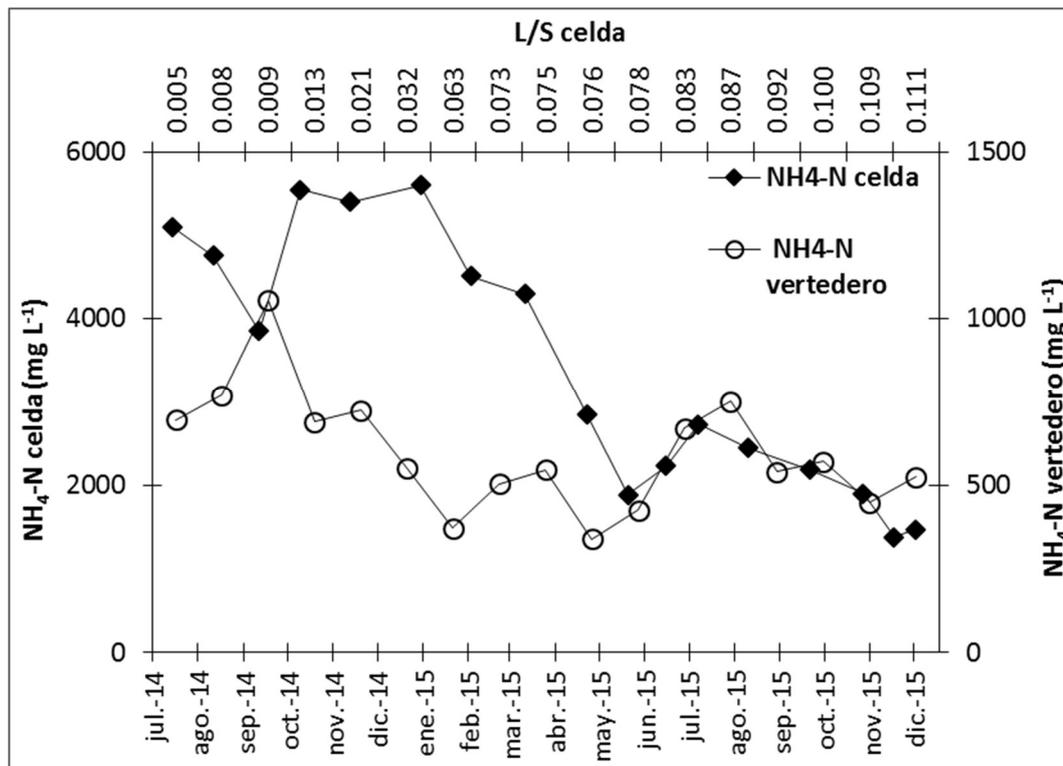


Figura 6.5. Evolución del amonio en el lixiviado del vertedero y en el de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

En la mayoría de los metales medidos la concentración mantiene la misma tendencia a decrecer, como por ejemplo en el caso del Fe, Mg y Ca (Figs. 6.6. y 6.7.). Esta tendencia no es tan clara para el caso del Ni (Fig. 6.7.), Na y Cr (Fig. 6.8.).

Sin embargo, si se analiza un poco más en detalle esta disminución de la concentración a través de las curvas de masa liberada de cada metal, se observa que existe una disminución en esa liberación desde Marzo de 2015 (Fig 6.9.), coincidiendo con un incremento del pH. Este efecto es especialmente notable en el Ca, siendo la masa liberada al final del periodo de estudio de 13 mg kg^{-1} ($\text{L/S} = 0.11$). Esto parece indicar que el alto pH disminuye la solubilidad de la mayoría de los cationes, propiciando las bajas concentraciones al final del periodo de seguimiento.

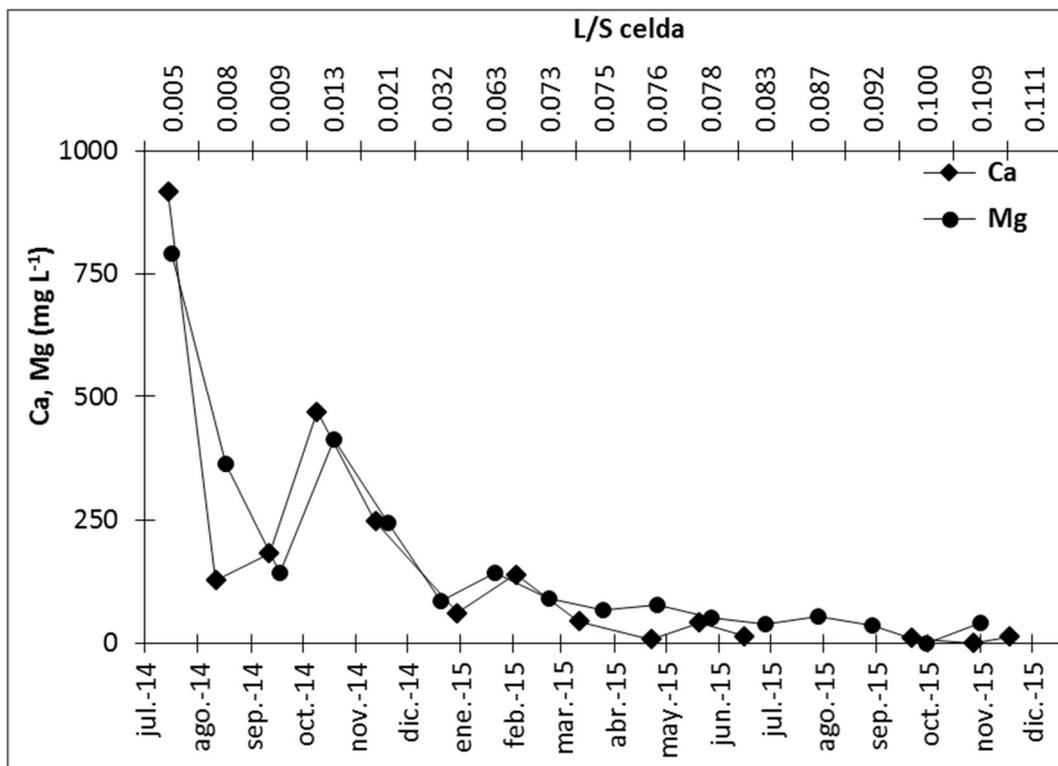


Figura 6.6. Evolución del calcio y el magnesio en el lixiviado de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

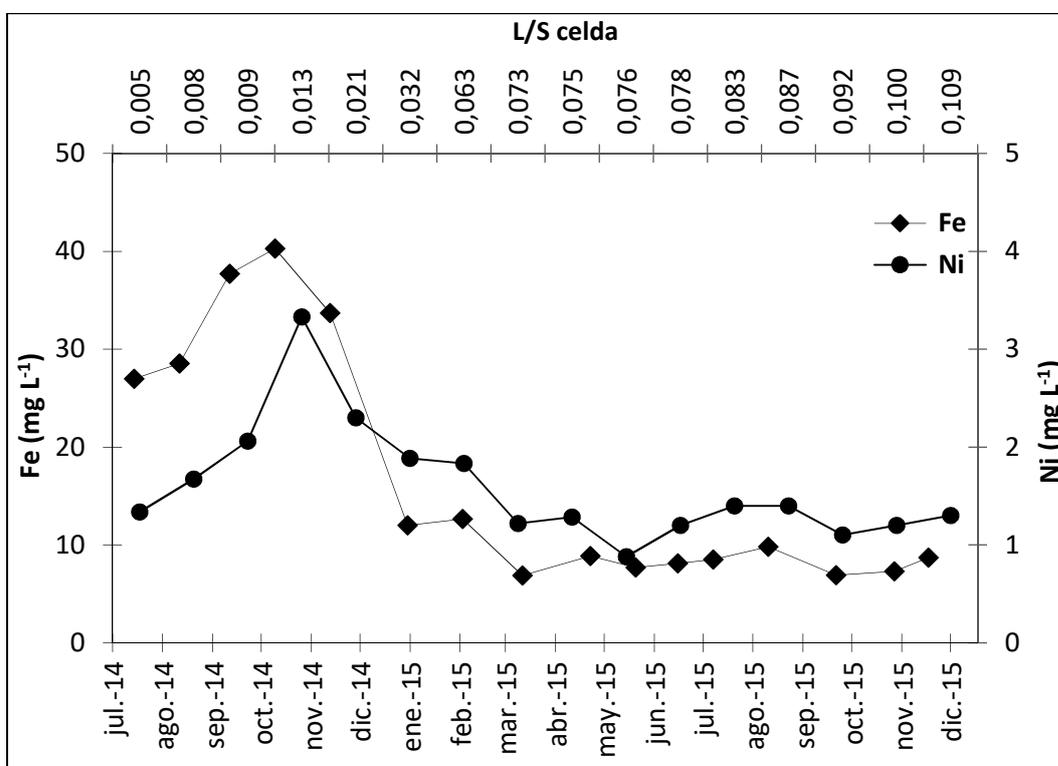


Figura 6.7. Evolución del hierro y el níquel en el lixiviado de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

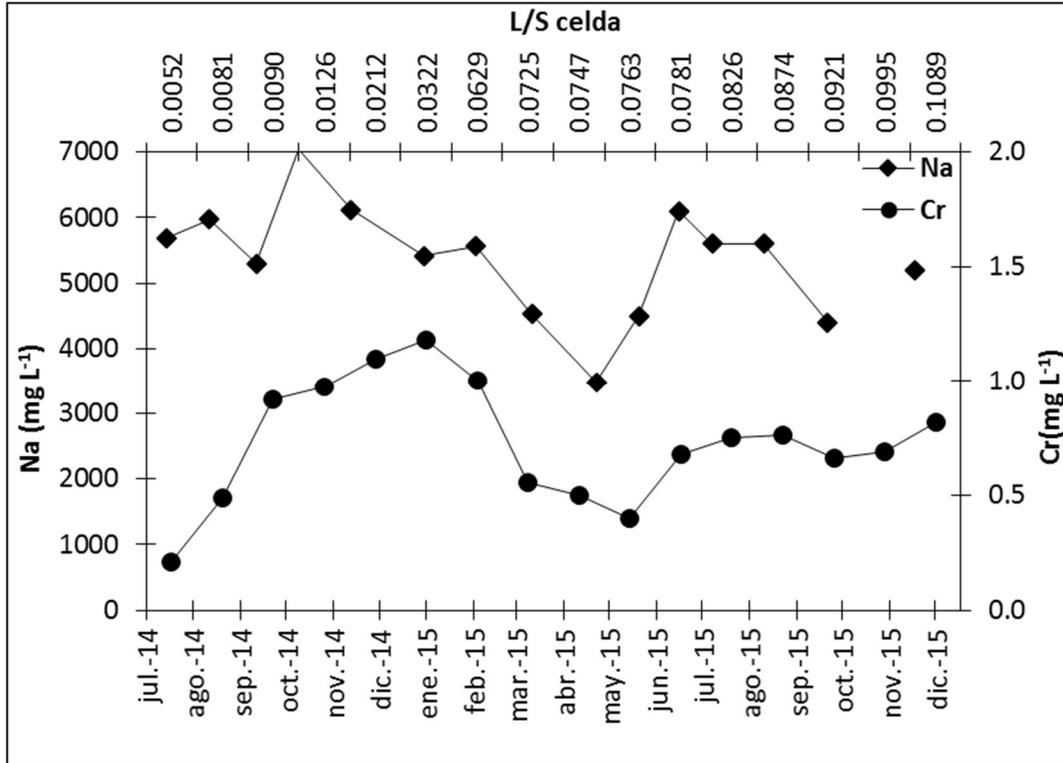


Figura 6.8. Evolución del cromo y el sodio en el lixiviado de la celda, en función del tiempo y de la relación L/S.

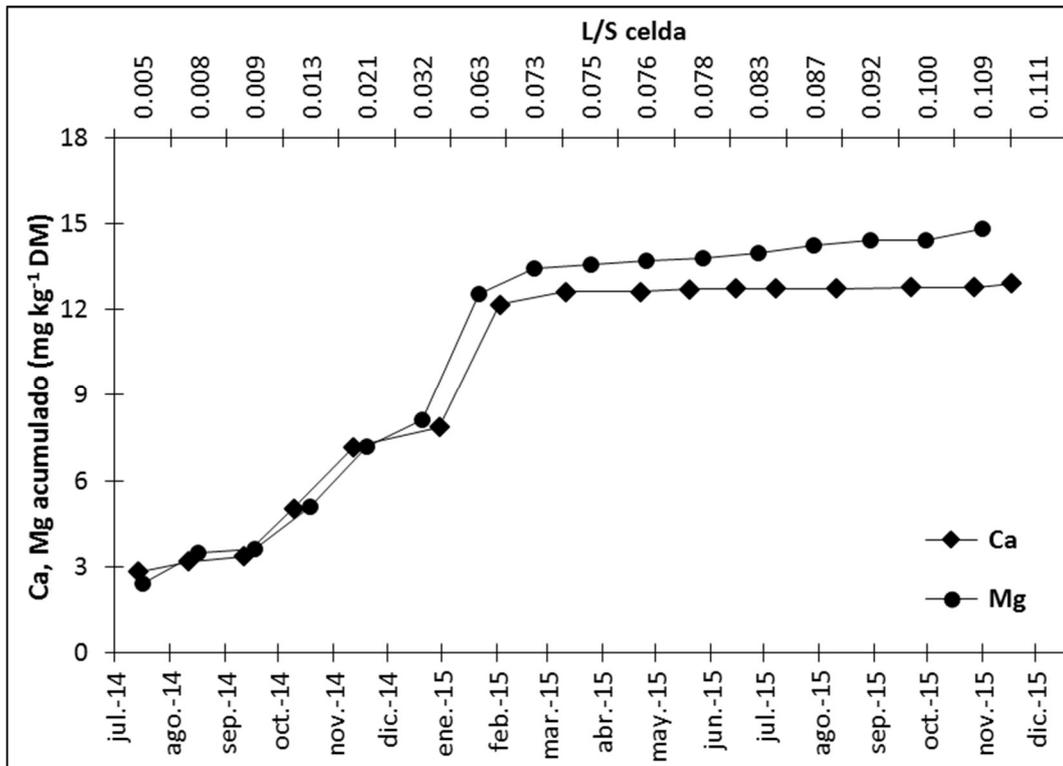


Figura 6.9. Cantidad total de calcio y magnesio liberado en función del tiempo y de la relación L/S.

Los componentes inorgánicos que más lavaron fueron: Na, Ca y Mg. Por su parte la liberación del Pb, Fe y Ni fue de 0.038 mg kg^{-1} , 0.20 mg kg^{-1} , 0.43 mg kg^{-1} y 0.18 mg kg^{-1} , valores más bajos que los estimados a partir del trabajo de Pantini et al. (2015) para una relación L/S de 0.1 y que se pueden ver en la tabla 6.2., pero también menores que los que midieron otros autores como Cossi y Lai (2012) para relaciones mayores (L/S = 5). Sólo el cromo muestra un valor similar al del estudio de Pantini et al. (2015) para la misma esta L/S de 0.11.

Por su parte la carga estimada de COT en el trabajo de este mismo autor (Pantini et al., 2015) a L/S=0.1, también está por encima de los 857 mg kg^{-1} liberados de COT al final del periodo de seguimiento (L/S=0.11). Esto indica que el residuo TMB de Pantini et al. (2015) se encuentra menos estabilizado que el rechazo aquí estudiado. Además la tabla 6.3. muestra que el valor del COT medido en la celda (618 mg kg^{-1}), está dentro del rango obtenido por Fellner et al. (2009) para relaciones L/S similares en un vertedero convencional en su fase acidogénica.

Por último, en cuanto al nitrógeno amoniacal, la cantidad de este contaminante lavada en el periodo de estudio, 420 mg kg^{-1} está dentro del rango obtenido por Fellner et al. (2009) para dos muestras de residuo TMB pero tras una relación L/S de 2 (850 y 390 mg kg^{-1} respectivamente), siendo el valor del residuo cántabro bastante mayor a los aproximadamente 150 mg kg^{-1} medidos en estos estudios para una similar L/S.

Tabla 6.3. Liberación de contaminantes en la celda piloto frente a valores de la bibliografía.

Parámetro	Celda piloto	Columna mediana (capítulo 5)	Pantini et al. 2015	Cossu y Lai (2012)
	L/S 0.11	L/S 0.16	L/S 0.1	
pH	9.6-7.9 (8.9)	6.9	6.5	
Conductividad (mS cm ⁻¹)	67.8-31.5 (46.8)	16.92		
DQO soluble (mg kg ⁻¹ MS)	2496			
COT soluble (mg kg ⁻¹ MS)	857	618	3000	5690
Cloruros (mg kg ⁻¹ MS)	602			
NH ₄ -N (mg kg ⁻¹ MS)	418			
Sulfatos (mg kg ⁻¹ MS)	56			
Calcio (mg kg ⁻¹ MS)	12.9	84		
Sodio (mg kg ⁻¹ MS)	522	114		
Magnesio (mg kg ⁻¹ MS)	14.8			
Hierro (mg kg ⁻¹ MS)	1.5	2.182		
Cromo (mg kg ⁻¹ MS)	0.091	0.007	0.10	1.00
Cadmio (mg kg ⁻¹ MS)	0.005	0.005		
Cobre (mg kg ⁻¹ MS)	0.203	0.083	0.6	4.05
Cinc (mg kg ⁻¹ MS)	0.427	0.214	3.0	4.05
Plomo (mg kg ⁻¹ MS)	0.038		0.3	0.45
Níquel (mg kg ⁻¹ MS)	0.177	0.088	0.4	1.75
Arsénico (mg kg ⁻¹ MS)	0.018			
Mercurio (μg kg ⁻¹ MS)	0.057			

6.4.2. Composición del biogás

La figura 6.10. muestra la composición del gas recolectado durante el seguimiento en uno los puntos de toma de muestras de cada uno de los diferentes niveles. En todos los casos, tras una fase inicial, el porcentaje de CH₄ predomina por encima del de CO₂. La fase inicial no termina exactamente al mismo tiempo en cada uno de los niveles, sino que se puede observar que a medida que se construía la celda y llenaba, el residuo de ese nivel dejaba de estar en contacto con el ambiente y por tanto con aire, alcanzándose rápidamente las condiciones metanogénicas e invirtiéndose el ratio CH₄/CO₂. Consecutivamente desde el nivel 1 al nivel 3 hasta que en Agosto de 2014, tras 90 días de ensayo, todos los puntos tendían hacia un ratio CH₄/CO₂ de 60/40, que indica que la metanogénesis se había establecido en la celda. Tal y como presentan autores como Raninger et al. (1999), este material por el tratamiento previo sufrido, es más estable, razón por la cual pasan a darse directamente reacciones metanogénicas. Los valores de CH₄/CO₂ ligeramente inferiores a 60/40 entran dentro del rango que se encuentran en los vertederos de residuos sin tratar en fase metanogénica.

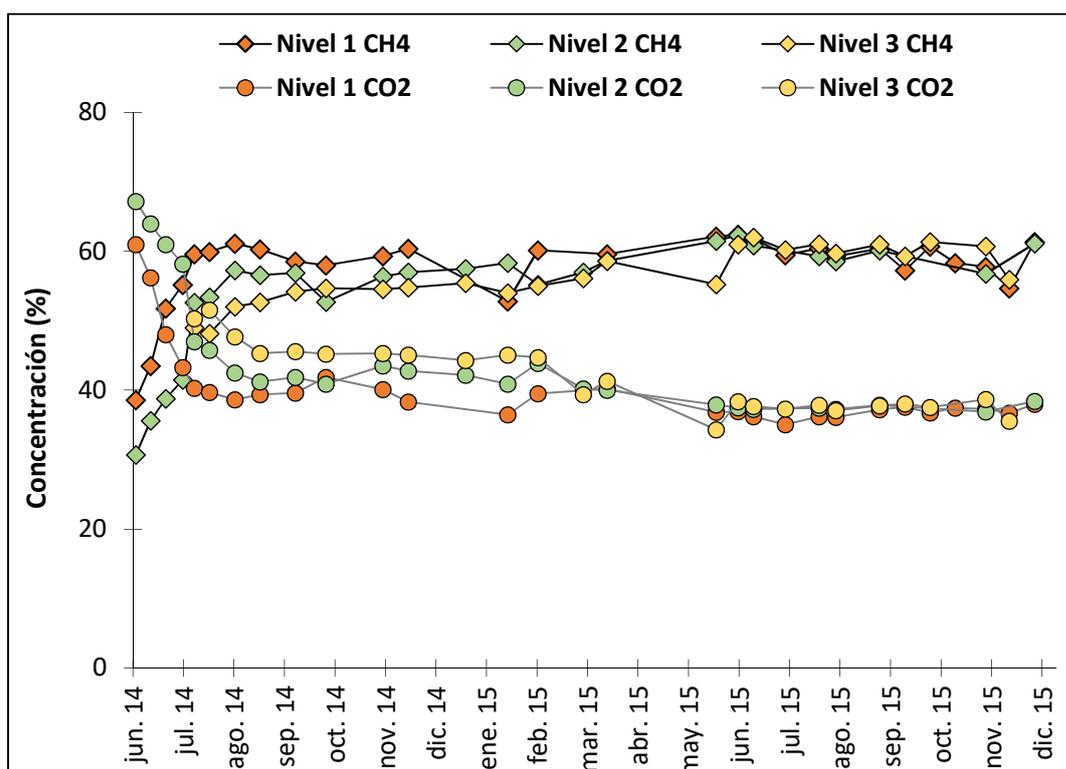


Figura 6.10. Composición de CH₄ y CO₂ del biogás generado en la celda a lo largo del tiempo.

Por otro lado, en la figura 6.11. se puede ver la evolución del hidrógeno (H₂) y del sulfuro de hidrógeno (H₂S) en el periodo de estudio. La gráfica muestra las

medidas de dos analizadores diferentes, de ahí la diferencia entre la primera parte de esta y la segunda. Hasta Abril de 2015 se utilizó el modelo GA2000. Este instrumento tenía un valor máximo de medida de la concentración de H₂S de 500 ppm; por eso no proporcionó resultados para los niveles 1 y 2, que se aproximaban o sobrepasaban este límite. El nuevo modelo GA5000, que se empezó a utilizar en Mayo de 2015, con un valor máximo de concentración de H₂S de 5000 ppm si permitió medir en todos los niveles. Además el GA2000 no medía H₂, al contrario que el modelo GA5000, cuya capacidad de medida de este gas llegaba hasta los 1000 ppm. Es por eso que las medidas de este parámetro comienzan en esta fecha. Los resultados muestran diferencias entre los niveles de medida. Los más profundos (1 y 2) presentan una tendencia a la disminución del H₂S con el tiempo, pasando de estar por encima de los 2000 ppm a estar por debajo en ambos casos. El nivel más externo presenta por su parte valores menores de H₂S, por debajo de los 50 ppm, sin apenas variabilidad en el tiempo. Las concentraciones de H₂S superan el umbral de olor para ese compuesto, estimado entre 0.02 y 0.13 ppmv (Beauchamp et al., 1984), pero están muy por debajo de los valores medidos en vertederos de residuos de construcción y demolición, donde se alcanzan 12000 ppmv (Lee et al., 2006). Este parámetro tiende por tanto a disminuir su concentración con el tiempo, no estando tan claro lo que ocurre con el H₂. Mientras que para los niveles más bajos, 1 y 2, la concentración del hidrógeno se mantiene aproximadamente constante en el tiempo aproximadamente en valores de 50 y 100 ppm respectivamente, en el nivel superficial la presencia de este gas disminuye en el tiempo pasando de un valor máximo de 500 ppm a ligeramente por encima de 200 ppm.

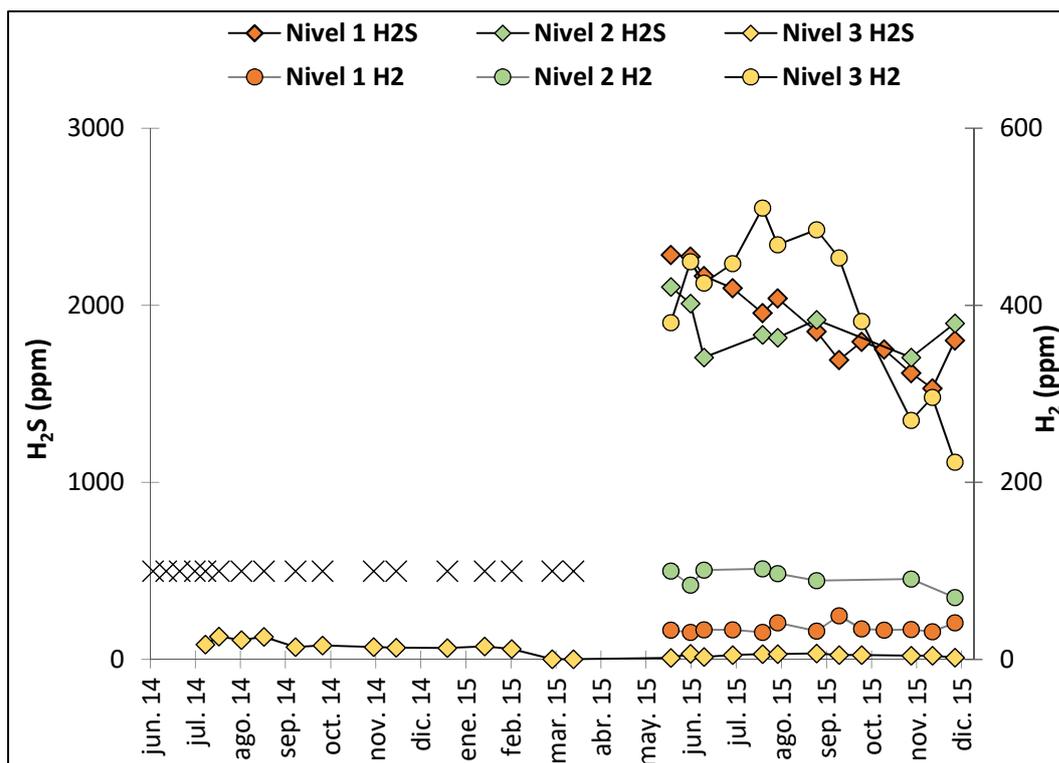


Figura 6.11. Composición de H₂ y H₂S del biogás generado en la celda a lo largo del tiempo.

6.4.3. Temperatura en el interior de la celda

La figura 6.12. recoge las temperaturas medidas por las sondas PT100 de dos de los puntos de instrumentación de la celda en los diferentes niveles de profundidad, el punto 2 y el 4, así como la temperatura ambiente durante el periodo de estudio. Los rechazos se vierten en la celda justo después del tratamiento biológico, en el que el material alcanza temperaturas cercanas a los 60 °C. Como consecuencia, las temperaturas registradas al comienzo del seguimiento son altas, en torno a los 50 °C, dándose incluso un ligero incremento debido a las condiciones aeróbicas existentes durante la construcción de la celda (Yesiller et al., 2005). Aunque en todos los casos la temperatura baja con el tiempo, en la base de la celda, es decir, el nivel más profundo, esta variable aún se mantiene por encima de los 30 °C. Sin embargo en los otros dos niveles la temperatura decae bajo la influencia del entorno. Este efecto es mayor en el punto 4 debido a que, como se observa en la figura 6.1., está más cerca de la pendiente exterior de la celda, en contacto con aire. Como ya se comentó, el resto del perímetro fue cubierto con residuo al avanzar el frente. En un vertedero la superficie es mucho mayor que la de la celda, con ello este efecto del entorno es menor a escala real.

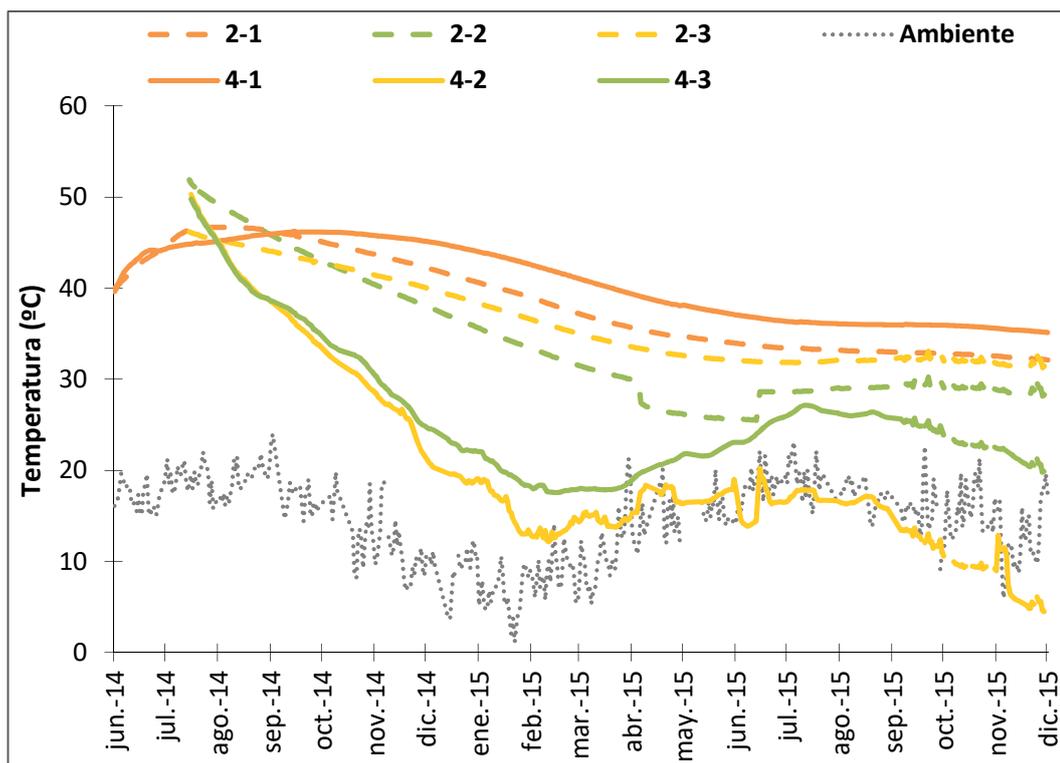


Figura 6.12. Evolución de la temperatura a lo largo del tiempo en el interior de la celda.

Las temperaturas registradas se encuentran por debajo de los más de 50 °C obtenidos por Bouazza et al. (2011) en su celda piloto conteniendo residuo orgánico sin tratar. Sin embargo sí que se encuentran, en principio, en el rango óptimo de degradación de los residuos en vertedero, que, según Zhao et al. (2016), está entre 30 y 45 °C, por lo que éstas temperaturas acelerarían la degradación del residuo. Además, cuanto más elevada es la temperatura, mayor es la solubilidad de los componentes orgánicos (Zhao et al., 2007) y con ello la disponibilidad de otros componentes inorgánicos cuya lixiviación está ligada a la materia orgánica. En cualquier caso, modificando las condiciones de explotación del vertedero (cobertura, altura de capa) se podría mantener la temperatura elevada inicial o disminuirla en función de si conviene acelerar la degradación o no, sin perder de vista que las altas temperaturas aumentan las emisiones gaseosas formadas por compuestos orgánicos volátiles u óxidos de nitrógeno.

6.4.4. Otros parámetros

Durante el periodo de seguimiento no se vertió sobre la celda ningún tipo de material. Bajo esta condición los asentamientos medios que se registraron fueron de 4 cm en los primeros tres meses de experimentación, es decir el 1% del espesor de la celda. No observándose asentamientos significativos en los quince meses posteriores que podrían asociarse a la degradación del residuo.

Por otro lado, la figura 6.13. presenta los resultados del seguimiento de la medida de los piezómetros en el fondo de la celda. Estos, registraron una acumulación aproximadamente estable en cada punto, con altura de agua sobre los piezómetros en algunos momentos puntuales. No se produjo acumulación de agua en el punto 1. En el resto de puntos se presentaron acumulaciones aproximadamente hasta Abril de 2015, con excepción de una pequeña acumulación registrada en el punto 3 algo más tarde, en Agosto de 2015. En todo caso, la altura de agua sólo fue de más de 1 cm en el punto 4. Sin embargo, en la extracción de muestras desde puntos interiores se obtuvo que, de todos los puntos menos del 1, se extrajo agua en los últimos meses del proyecto (desde marzo de 2015, en los puntos 2 y 3 y desde mayo de 2015, en el 4). Por tanto, no coinciden los periodos en que los piezómetros marcan acumulación de agua con aquellos en los que éste agua se recoge. Por ejemplo, en el punto 4, donde los piezómetros miden acumulación de agua en el primer periodo de seguimiento, no se recogieron muestras líquidas en el correspondiente tomamuestras, hasta mayo de 2015. Esto demuestra que se ha tratado de acumulaciones de poca importancia y locales, no afectando a todo el área en el que se situaba el punto de muestreo. Por otro lado, el hecho que en ningún caso, ni sobre el piezómetro, ni en el tomamuestras, haya habido acumulación de agua en el punto 1, indica que el sistema de drenaje de la celda funcionó correctamente evacuando rápido el lixiviado de la zona más alta de la misma hacía los puntos más bajos.

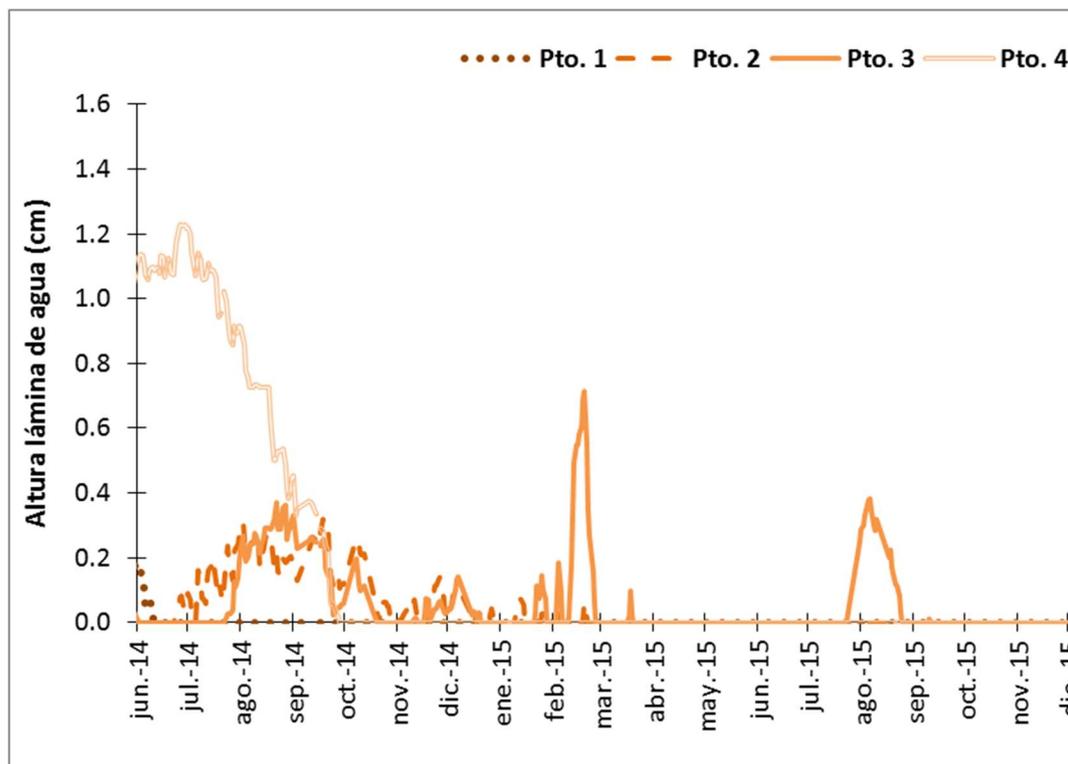


Figura 6.13. Cantidad de agua acumulada en los piezómetros colocados en el fondo de la celda a lo largo del tiempo.

6.5. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS CON LOS DE LABORATORIO

La densidad alcanzada en la celda, 967 kg m^{-3} , se encuentra prácticamente en el rango ($>1000 \text{ kg m}^{-3}$) de aquellas logradas en un vertedero convencional con trituración previa del residuo, y por encima de los $800 - 900 \text{ kg m}^{-3}$ que se suelen encontrar en instalaciones de densidad media-alta de residuo sin tratar (Calvo, 2013). Esto confirma que la reducción de tamaño del residuo vista en el capítulo 4 implica un aumento de la densidad de vertido.

Por otro lado, según los resultados del ensayo de potencial bioquímico de residuo, el rechazo TMB produce 30 L kg^{-1} de residuo (de CH_4). Así que, teniendo en cuenta la densidad alcanzada en el vertedero, 967 kg m^{-3} , con el material colocándose en capas de cuatro metros, el potencial de producción *in situ* es de $30 \text{ L kg}^{-1} \cdot 967 \text{ kg m}^{-3} \cdot 4 \text{ m} = 116040 \text{ L m}^{-2}$ de metano si se llega a degradar todo el residuo. Si dicha cantidad se generase homogéneamente en 20 años supondría $16 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Autores como Mei et al. (2015) establecen que las biocoberturas tienen una capacidad de oxidación del metano del orden de $10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (aunque se han medido

capacidades en determinados materiales de más de $200 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) lo que equivale a $14 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Por lo que este tipo de material podría llegar a atenuar la producción de metano en los vertederos de rechazos TMB, ya que, aunque habrá una etapa de generación más rápida en los primeros años en la que la producción será mayor a la estimada, habrá efectos de almacenamiento de metano que reduzcan esta tasa de emisión y no toda la materia se degradará, pues por ejemplo parte pasará al lixiviado y se emite en forma de compuestos disueltos. Además si el material se codispone con otros materiales de rechazo como las escorias, principalmente no biodegradables, todo el metano podrá ser oxidado.

Tras el ensayo de 18 meses, la relación $L/S=0.11$ que se da en vertedero, se corresponde con el primer punto de medida en las columnas de laboratorio. Cossi y Lai (2012) establecían en su trabajo que una relación L/S de 1 se correspondía con 25 años de lavado de residuo en un vertedero situado en un lugar con una precipitación anual a la de Meruelo. Sin embargo, según la tasa de infiltración aquí obtenida, esta relación aunque depende de cómo se explote el resto del vertedero, se alcanzaría antes en la celda, aproximadamente a los 15 años.

La tabla 6.4. muestra la carga liberada de cada contaminante en la celda a esta relación L/S de 0.11, así como las medidas de carga obtenidas para estos parámetros en el ensayo de la columna "intermedia" y en el ensayo de las columnas pequeñas C y D del capítulo 5 (a una L/S similar), y en el ensayo de lixiviación del capítulo 4 ($L/S=10$). Se descartó la comparación con las columnas A y B del capítulo 5 por estar formada la muestra sólo por una fracción de los rechazos. Lo primero que destaca es la diferencia de pH entre un tipo de ensayo y otro. En el caso de la celda el pH es básico y, además, como se vio en la Fig. 6.2. aumenta con el paso del tiempo, mientras que en las columnas el pH se encuentra por debajo de 7. En general, la cantidad de contaminante lavado a relaciones L/S similares es mayor en la celda que en la columna mediana, con cuatro excepciones: calcio, magnesio, hierro y cadmio. En el caso de la columna pequeña también el COT, el cobre y el cinc tienen cargas mayores a una L/S de 0.13. En el caso del COT, la carga liberada en la celda es un 28 % mayor que en la columna intermedia. La diferencia en esta carga liberada es del 78 % en el caso del Na, y en el resto de los metales del 92, 59, 50 y 50 % para Cr, Cu, Zn y Ni respectivamente para esta misma columna. La columna pequeña por su parte, libera un 16 % más de COT y un 42 y un 29 % más de Cu y Zn respecto a la celda. En el calcio, la diferencia es del 84 % pero a la inversa, es decir, la celda lixivia una carga mucho menor que la columna intermedia. Entrando más en detalle y teniendo en cuenta el aumento que sufre el pH en el periodo de media, parece que alguno de los materiales que se colocaron en el proceso de instrumentación o cobertura de la

celda interfiere en el resultado de las medidas. Con el paso del lixiviado a través de este material, el calcio lavado de los residuos formaría carbonato cálcico que precipitaría en el fondo. Este aumento del pH a su vez disminuiría la solubilidad de otros componentes inorgánicos como por ejemplo el magnesio cuya carga también es un 59 y 32 % más baja en la celda que en las columnas pequeñas y medianas respectivamente. Por tanto, es previsible que, con el tiempo, el material complementario irá lavando y no será hasta entonces cuando el pH tome valores más bajos, lo que repercutirá en la solubilidad principalmente del calcio pero también del resto de metales.

En el caso del hierro, el resultado en la columna es intermedia un 31 % mayor que en campo, mientras que en el caso del cadmio los resultados son similares en los dos casos (Tabla 6.4.). En el capítulo 5 se presentaban estos dos metales con un comportamiento diferente al resto. Al contrario que los demás, estos no lixivaban con una relación lineal con el COT independiente de la columna, y las concentraciones que presentaban en cada caso dependían de la estructura y disponibilidad para lixiviar iniciales. El aumento del pH también influye en la solubilidad de estos dos metales, especialmente en el caso del Fe, pero además, viendo que las columnas pequeñas lixivian un 20 % menos de este contaminante que la celda, parece que la columna “intermedia” tiene una proporción inicial de estos dos metales en la matriz del residuo mayor a las otras columnas “pequeñas” y mayor a lo encontrado ya en campo.

Tabla 6.4. Liberación de contaminantes en la celda experimental al final del ensayo, en la columna mediana a una L/S de 0.16 y en el ensayo de lixiviación.

Parámetro	Celda piloto	Columna mediana (capítulo 5)	Columnas pequeñas C-D (capítulo 5)	Ensayo lixiviación (capítulo 4)
	L/S 0.11	L/S 0.16	L/S 0.13	L/S 10
pH	9.6-7.9 (8.9)	6.9	6.3	6.9
Conductividad (mS cm ⁻¹)	67.8-31.5 (46.8)	17.0		
DQO soluble (mg kg ⁻¹ MS)	2496			
COT soluble (mg kg ⁻¹ MS)	857	618	1020±10	35320
NT (mg kg ⁻¹ MS)	496	108	134±21	2520
Cloruros (mg kg ⁻¹ MS)	602			2840
NH ₄ -N (mg kg ⁻¹ MS)	418			290
Sulfatos (mg kg ⁻¹ MS)	56			1840
Calcio (mg kg ⁻¹ MS)	13	84		2462
Sodio (mg kg ⁻¹ MS)	522	114	223±30	1805
Magnesio (mg kg ⁻¹ MS)	15	22	37±2	
Hierro (mg kg ⁻¹ MS)	1.5	2.2	1.2±0.3	
Cromo (mg kg ⁻¹ MS)	0.091	0.007		<0.258
Cadmio (mg kg ⁻¹ MS)	0.005	0.005		0.056
Cobre (mg kg ⁻¹ MS)	0.203	0.083	0.350±0.042	2.193
Cinc (mg kg ⁻¹ MS)	0.427	0.214	0.607±0.023	3.048
Plomo (mg kg ⁻¹ MS)	0.038			0.490
Níquel (mg kg ⁻¹ MS)	0.177	0.088	0.161±0.013	1.204
Arsénico (mg kg ⁻¹ MS)	0.018			0.161
Mercurio (µg kg ⁻¹ MS)	0.057			<0.002

Una de las mayores diferencias entre los ensayos de laboratorio y campo es la degradación de la materia orgánica durante los mismos. En vertedero se dan las condiciones adecuadas y el tiempo suficiente para una degradación anaeróbica que tiene como consecuencia la producción de biogás en la celda con relaciones CH_4/CO_2 aproximadamente de 60/40 desde el tercer mes de ensayo. Sin embargo los ensayos en las columnas duran, en función del tamaño de las mismas, un máximo de 30 días durante los cuales, la inhibición de los microorganismos presentes en las muestras iniciales mediante secado, unido al paso de agua que mantiene una temperatura ambiente en la masa de residuos, no permite que se den las condiciones adecuadas para la degradación, con lo que esta será muy lenta. Esto afecta directamente a la presencia de algunos contaminantes en el lixiviado.

En la figura 6.14. se muestra la evolución del COT en la celda con la relación L/S. Al igual que ocurría con la DQO y la DBO_5 (Figs. 6.3. y 6.4.), se puede ver que la tendencia era similar a la que tenía el COT en las columnas en la primera parte del periodo de seguimiento (aproximadamente hasta Abril de 2015, relación L/S de 0.07). Sin embargo a partir de ese momento lixivia aproximadamente de forma constante. La tendencia decreciente de la concentración es significativamente más lenta en los meses finales, cuando para una relación equivalente (L/S=0.11) el COT en la columna (Fig 5.18) evoluciona de forma exponencial decreciente, en la celda lo hace prácticamente de manera lineal. Coincide que, aunque la producción de metano en mayor proporción que dióxido de carbono en la celda comienza en Agosto de 2014, es a partir de Abril de 2015 cuando en todos los niveles de la celda la proporción de estos dos gases comienza a ser estable (Fig. 6.10.). En la celda a partir de entonces las bacterias empiezan a trabajar plenamente en la fase anaeróbica y consumir parte de la materia orgánica del lixiviado, algo que en la columna no sucedía. Si el periodo de seguimiento se hubiese alargado, se esperaría que la diferencia entre la carga orgánica medida para las columnas y para la celda cada vez fuera mayor ya que en la primera parte del periodo de medida las bacterias aún apenas consumían sustancias orgánicas, pero ahora ya están establecidas las condiciones metanogénicas y los microorganismos metanogénicos se alimentan produciendo cada vez más biogás hasta alcanzar el volumen máximo.

En la tabla 6.4. se muestra que el NT liberado en la celda es un 78 % mayor a la L/S de referencia que en el caso de la columna. Pero, esta alta liberación de nitrógeno parece concordar con un valor de carga de amonio bastante mayor a lo esperado a partir de los ensayos en laboratorio. Mientras que el ensayo de lixiviación proporcionaba a una L/S de 10 una cantidad de N-NH_4 de 290 mg kg^{-1} , en el

lixiviado de la celda a una relación de tan sólo 0.1, la carga liberada es casi el doble (418 mg kg^{-1}). El nitrógeno amoniacal representa en la celda el 84 % del nitrógeno total, mientras que en el ensayo de lixiviación era un apenas un 12 %. En este caso, el nitrógeno orgánico presente en el residuo, por amonificación, tiende a convertirse en iones de amonio, que son muy solubles y aumentan la cantidad de esta sustancia en el lixiviado (Ategrus, 2010). Esta alta producción de amonio se comienza a dar ya durante el tratamiento biológico del residuo vertido en planta. Por el contrario, en la columna de nuevo no se da apenas biodegradación como para que esto suceda.

Al final del periodo de experimentación había lixiviado un 20 % del NT que se obtuvo en el ensayo de lixiviación. Respecto a este ensayo de lixiviación, en la celda también se habían medido en el periodo de seguimiento, un 29 % de Na y un 21 % de Cl. Porcentajes más altos que la proporción, entre el 2 % y el 15 % (respecto al ensayo de lixiviación), con la que se ha liberado del resto de contaminantes. La alta proporción de Na y Cl- liberados facilitaría la formación de sales que producen altas conductividades en la celda respecto al ensayo en columnas (Figs. 5.10 y 6.2.).

En el capítulo 5 se había determinado que debido a la diferencia de disponibilidad de contaminantes entre el ensayo de lixiviación y las columnas, sobre todo en el caso de los metales, sólo se podía considerar que la carga orgánica del ensayo de lixiviación proporcionaba un valor aproximado de la contaminación disponible para lixiviar. Sin embargo, debido a la degradación del residuo, la carga orgánica total (COT, DBO_5 y DQO) en el lixiviado de la celda, tenderá a ser menor por el consumo de estas sustancias por los microorganismos. Parte del contenido orgánico del lixiviado en el ensayo de lixiviación formará en la celda gas, de forma que se medirán cantidades menores de estos contaminantes en el laboratorio.

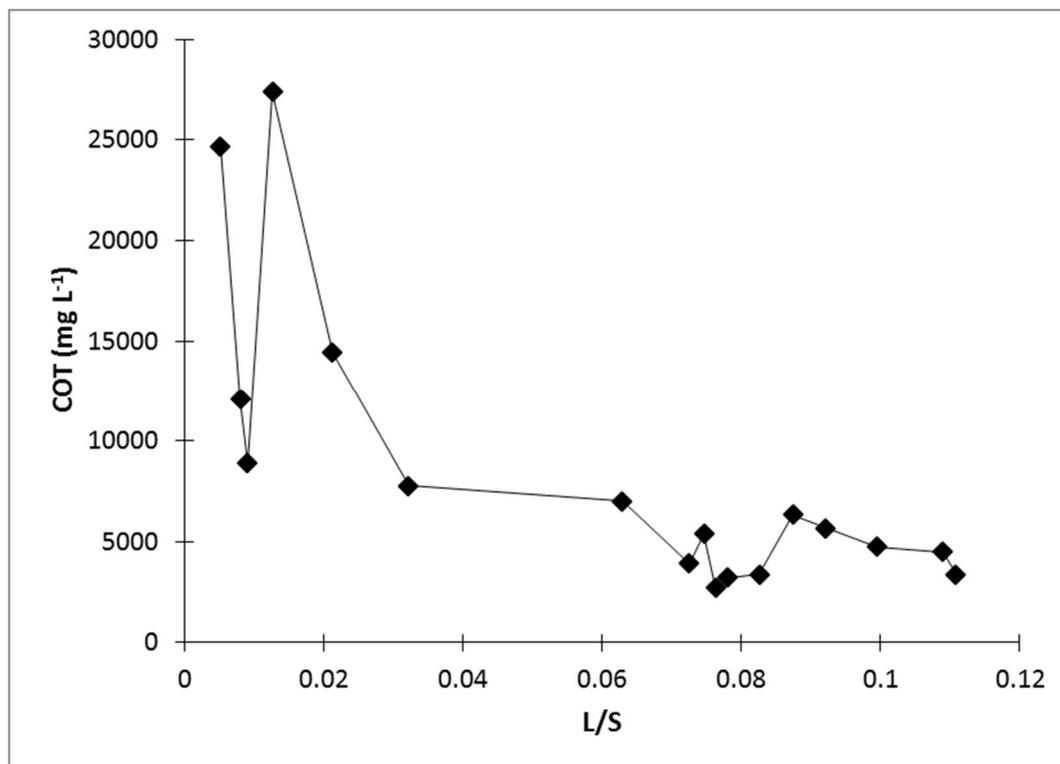


Figura 6.14. Evolución del carbono orgánico total en la celda en función de la relación L/S.

Pero la degradación del material también afecta a la relación de la materia orgánica con los metales que se vio en el capítulo 5. Si en este caso se representan las concentraciones de los metales frente al COT (Ej. Fig. 6.15.), únicamente el Cd parece seguir teniendo una relación lineal. Al haber una parte de la materia orgánica fácilmente biodegradable que va a formar biogás, la cantidad de metal lixiviada frente a la de contaminante orgánico varía no manteniendo una relación lineal. Sin embargo, las proporciones de metales frente COT en la celda, son mayores en todos los casos respecto a las que se obtienen en columna. Esto concuerda con los resultados de otros autores que afirman que se seguirán formando sustancias complejas, principalmente porque los metales forman complejos con los ácidos húmicos y fúlvicos del lixiviado (Christensen et al., 1992), precisamente los lentamente biodegradables.

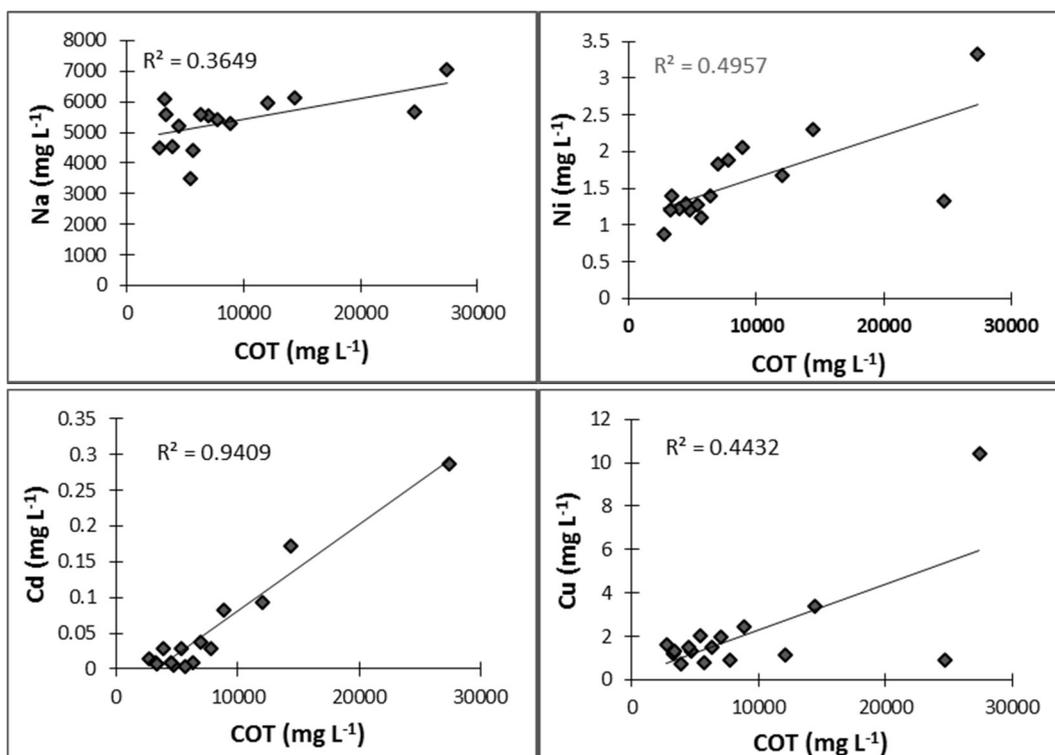


Figura 6.15. Correlación del sodio, el níquel, el cadmio y el cobre con el carbono orgánico total en la celda experimental.

6.6. CONCLUSIONES

Los resultados en campo sobre el comportamiento del rechazo de una planta TMB recogidos en este capítulo, muestran tras los 18 meses de seguimiento instrumental, información útil y ciertas implicaciones en la explotación y el diseño de las instalaciones que albergan este tipo de residuo.

Se ha comprobado en campo el establecimiento rápido de las condiciones metanogénicas y una rápida liberación de contaminantes con la consecuente reducción de contaminación a largo plazo, que se corresponden con los objetivos buscados a la hora de aplicar un tratamiento al residuo. Además se ha observado un aumento de la densidad de vertido respecto a vertederos convencionales, con un valor en la celda de cerca de los 1000 kg m⁻³ en peso seco.

El pretratamiento biológico utilizado en la planta de la que proviene el residuo ensayado, sin embargo, no estabiliza completamente la fracción orgánica del residuo. Al ser un tratamiento de baja intensidad y sin fase de maduración, deja una cantidad significativa de contaminante en el residuo disponible para lixiviar.

Por un lado, los contaminantes orgánicos representados por, DQO, DBO₅ y COT, aunque directamente tras el vertido exceden los rangos de referencia para residuos sometidos a un pretratamiento medio-bajo, pronto alcanzan valores similares a los que obtienen otros autores para este tipo de residuos (al reducir a 1/3 su concentración inicial tras 6 meses de vertido). Sin embargo, no ocurre lo mismo con la concentración en el lixiviado de NH₄-N, que se mantiene en los límites observados en residuos sin tratar.

Por otro lado, el pH parece influir en la solubilidad de algunos metales y por tanto en la concentración de estos respecto al tiempo. El aumento de este valor hace menos solubles algunos cationes como el calcio. Este efecto se debe tener en cuenta en el diseño del sistema de recolección de lixiviado ya que la formación de precipitados en estas condiciones puede atascar las tuberías.

En cualquier caso, el lavado de contaminantes ocurre rápidamente, más rápido incluso que en las columnas ensayadas en el capítulo 5, de tal modo que la concentración de algunos contaminantes se reduce a menos de una tercera parte del valor inicial en apenas 9 meses. Esto supone un cambio importante en las características del lixiviado que modifica el tratamiento necesario para la descontaminación de este líquido. Este tratamiento deberá además incluir una etapa específica para la reducción del nitrógeno amoniacal de forma prolongada en el tiempo.

Con respecto al gas, tras el vertido se observa una rápida transición a la fase metanogénica en la que predomina el metano frente a dióxido de carbono. Por tanto para atenuar las emisiones de efecto invernadero, en vertederos que reciban este tipo de residuo, resulta importante cubrir cuanto antes el residuo e instalar sistemas de captación y tratamiento o utilizar coberturas de atenuación pues, cuando en vertederos convencionales se estaría todavía generando sobre todo CO₂, en vertederos de rechazos TMB ya está emitiéndose CH₄. El aprovechamiento del biogás dependerá de la cantidad total que se genere. Como se vio en el capítulo 2, en estos vertederos la cantidad va a ser mucho menor que en los tradicionales, así que es probable que no sea viable ni económica ni técnicamente si están bien estabilizados los residuos.

La temperatura del residuo se muestra alta al comienzo del periodo de seguimiento lo que afecta a la degradación y solubilidad de la materia orgánica, y va disminuyendo con el tiempo. Modificando la forma de operar en el vertedero se podría mantener una alta temperatura para favorecer la degradación del residuo, y por tanto ayudar a reducir más rápidamente la contaminación aunque

incrementando para ello las emisiones gaseosas, que deberían controlarse, y obteniendo unos asentamientos mayores a los observados en el estudio.

A través de la comparación de los resultados de la celda y del ensayo de columnas, se extrae además la siguiente información:

- Los ensayos en columnas según la normativa CEN/TS 14405 y los ensayos de lixiviación según UNE-EN 12457-2, no tienen en cuenta el consumo de materia orgánica que se va a producir durante la degradación del residuo, por lo que proporcionan un valor aproximado de la cantidad disponible pero que no lixiviará en su totalidad.

- Las relaciones de algunos componentes inorgánicos con el material orgánico no son lineales en campos, sin embargo la mayor proporción de metales en el lixiviado en campo frente a la materia orgánica confirmaría que los complejos se forman con sustancias orgánicas lentamente biodegradables.

- Las reacciones de degradación van además a producir modificaciones en la lixivabilidad de otros parámetros nitrogenados como el amonio.

- Sin embargo, son útiles para obtener órdenes de magnitud a corto plazo de los componentes orgánicos lixiviables y a largo plazo, a través del ensayo en columna, en el caso de los metales.

- Son interesantes también para ayudar a explicar alteraciones *in situ* provocadas por la utilización de distintos materiales en la explotación o por la codisposición de otros residuos, como la alteración del pH y la precipitación del calcio en contacto con el material de construcción en el caso de la celda.

6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ategrus (2010). "Introducción a la gestión de vertederos. Lixiviados". *Presentación Unidad Didactiva*.

Beauchamp, R.O.; Bus, J.S.; Popp J.A.; Boreiko, C.J. y Andjelkovich, D.A. (1984). "A critical review of the literature on hydrogen sulfide toxicity". *Critical Rev Toxicology*, vol. 13, pags. 25–97.

Bouazza, A.; Nahlawi, H. y Aylward, M. (2011). "In Situ Temperature Monitoring in an Organic-Waste Landfill Cell". *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 137, pags. 1286-1289.

Calvo, F. (2013). "Vertedero de residuos sólidos". Formación ategrus.

Cappai, G.; Carucci, A.; Gioannis, G.D.E. y Muntoni, A. (2005). "Further Investigations on Mbp and Relative Implications". Actas del congreso *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Italia, Octubre de 2005.

CEN/TS 14405: 2004. Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions)". Technical specification.

Christensen, T. H.; Cossu, R. y Stegmann R. (1992). "Landfilling of Waste: Leachate". 520 p. *Elsevier Applied Science*, Londres y Nueva York, ISBN 1 85166 733 4.

Consejo Europeo (2008). "Directiva 2008/98/CE sobre los residuos y por la que se derogan determinadas directivas". Actas de la legislación EU, vol. 312, pags. 3-30.

Consejo Europeo (1999). "Directiva 1999/31/CE sobre el vertido de residuos". Actas de la legislación EU, vol. 182, pags. 1–19.

Fellner, J.; Döberl, G.; Allgaier, G. y Brunner PH (2009). "Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions". *Waste Management*, vol. 29, pags. 1844–1851.

Ferreira, G. y Antunes, C.A. (2013). "Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil". *Waste Management*, vol. 33, pags. 420-430.

Gallardo, A.; Colomer, F.J.; Edo, N. y Sánchez, I. (2014). "Estudio de la situación actual de las plantas de tratamiento mecánico-biológico en España". *Congreso nacional del medio ambiente (CONAMA)*, 2014.

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*, vol. 26, pags.

López, A. (2016). "Emisiones en vertederos de rechazos de RCD: seguimiento, evaluación y modelización". Tesis doctoral, Universidad de Cantabria.

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

Mei, C.; Yazdani, R.; Han, B.; Mostafid, M.E.; Chanton, J. Vandergheynst, J. e Imhoff, P. (2015). "Performance of Green waste biocovers for enhancing methane oxidation". *Waste Management*, vol. 39, pags. 205-215.

Montejo, C; Tonini, D.; Márquez, M.C. y Astrup T.F. (2013). "Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization". *Journal of Environmental Management*, vol. 128, pags. 661-673.

Münnich, K.; Bauer, J. y Fricke, K. (2012). "Long term monitoring of leachate flux into drainage pipes of MSW landfills". *Waste Management & Research*, vol. 30 (1), pags. 49-55.

Münnich, K. y Bauer, J. (2011). "Monitoring of MBT material deposited on landfill test areas". Actas del Congreso *Fourth International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*, Santander, España, Abril de 2011.

Pantini, S.; Verginelli, I. y Lombardi, F. (2015). "Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests". *Waste Management*, vol. 38, pags. 22-32.

Robison, H.D.; Know, K.; Bone B.D. y Picken, A. (2005). "Leachate quality from landfilled MBT waste". *Waste Management*, vol. 25(4), pags. 383-391.

Salati, S.; Scaglia, B.; Di Gregorio, A.; Carrera, A. y Adani, F. (2013). "The use of the dynamic respiration index to predict the potential MSW-leachate impacts after short term mechanical biological treatment". *Bioresource Technology*, vol. 128, pags. 351-358.

Siddiqui, A.A.; Richards, D.J. y Powrie, W. (2012). "Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes". *Waste Management*, vol. 32(7), pags. 1420-1426.

Suchowska-Kisielewicz, M.; Jedrczak, A.; Sadecka, Z. y Myszograj, S. (2013). "Effect of aerobic pretreatment of waste on the rate of anaerobic treatment processes". *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 15, pags. 138-145.

UNE-EN 12457-2: 2003. Caracterización de residuos. Lixiviación. Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 2: Ensayo por lotes de una etapa con una relación líquido-sólido de 10 l/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 4 mm (con o sin reducción de tamaño).

Yeşiller, N.; Hanson, J.L. y Liu, W.L. (2005). "Heat Generation in Municipal Solid Waste Landfills". *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 131, pags. 1330–1344.

Zhao, Y.R.; Liu, T.J.; Chen X.S.; Xie, Q. y Huang, L.P. (2016). "The effect of temperature on the biodegradation properties of municipal solid waste". *Waste Management & Research*, vol. 34, pags. 265–274.

Zhao, Y.R.; Schulin, R.; Weng, L. y Nowack, B. (2007). "Coupled mobilization of dissolved organic matter and metals (Cu and Zn) in soil columns". *Geochimica et Cosmochimica*, vol. 71, pags. 3407–3418.

CAPÍTULO 7.
CONCLUSIONES Y
RECOMENDACIONES

7.1. CONCLUSIONES

En cada capítulo se han ido presentando las conclusiones específicas correspondientes al tema abordado en cada caso. Aquí se ponen en común y compilan, para resaltar las aportaciones de este trabajo al conocimiento y mejora de los vertederos de rechazos de TMB.

En este trabajo se ha comprobado que los vertederos del rechazo procedente de la etapa de afino del residuo bioestabilizado, que se ha denominado aquí residuo “tipo español”, no pueden considerarse vertederos de inertes. El pretratamiento biológico no estabiliza completamente la fracción orgánica del residuo, produciéndose en los vertederos contaminación en forma de biogás y lixiviado.

A continuación se recogen en cuatro bloques las conclusiones en las que se basa esta afirmación, y que aportan detalles útiles para su gestión. Estos cuatro bloques se corresponden con los objetivos específicos marcados al comienzo del estudio. Se dividen en conclusiones relativas a las propiedades físicas, al lavado de contaminantes y a los procesos de biodegradación del rechazo TMB, además de relativas al alcance y utilidad de cada tipo de ensayo utilizado.

Conclusiones relativas a las propiedades físicas del rechazo

Las características de los rechazos de las plantas de TMB varían de unos lugares a otros, incluso cuando los procesos de separación y tratamiento son similares, como en el caso de las dos plantas estudiadas en este trabajo. A pesar de esto, los rechazos TMB presentan algunas características comunes:

El TMB produce una homogeneización y reducción del tamaño del residuo, que en su mayoría (más del 75 %) es menor a los 20 mm, lo que permite una mayor compactación en vertedero, alcanzándose en este estudio densidades en peso seco cercanas a los 1000 kg m⁻³. Como contrapartida, estas características provocan en campo mayores problemas de formación de barro y polvo.

La proporción de materiales inertes del residuo “tipo español” es mayor que en el residuo TMB europeo, según lo observado en este estudio (valores mayores al 40 %). Una gran parte de este material inerte puede estar formada por vidrio, y otros materiales recuperables.

A pesar de que, por tanto, el contenido en materia orgánica es menor en el rechazo frente a todo el residuo bioestabilizado, su potencial bioquímico de metano, en torno a 30 L kg⁻¹, y su contenido en sólidos volátiles, mayor al 50 %,

indican que su potencial contaminante no es menor, como se ha comprobado en este estudio.

Además el contenido de materiales con alto poder calorífico en el rechazo permite tener valores de este parámetro por encima de los 1500 kcal kg⁻¹ e incluso mayores de 3000 kcal kg⁻¹ seleccionando una parte del material. Esto permitiría el uso de una fracción como combustible derivado del residuo.

Por otro lado, la mezcla del rechazo TMB con escorias de incineración modificará su comportamiento en vertedero, aumentando por ejemplo el valor del pH y la liberación de algunos contaminantes, como el cobre.

Conclusiones relativas al lavado de contaminantes del residuo

Los ensayos en columnas, como es habitual, muestran un descenso de la concentración de contaminantes con el paso del agua, lo que conlleva una reducción de la carga contaminante disponible por efecto del lavado. Los resultados muestran que, para cumplir los límites de lixiviación para residuos inertes en el ensayo de percolación, el rechazo estudiado debería aplicarse un lavado con hasta 4 L por kg de sólido (que para un producción de residuos como la de Meruelo supone la contaminación de 500m³ diarios de agua o esperar 60 años a que la infiltración lave la masa en vertedero).

Los contaminantes inorgánicos medidos muestran, mayoritariamente, una relación lineal con el carbono orgánico total al lixiviar, como consecuencia de la formación de complejos, que es independiente de la fracción ensayada, así como del tamaño de columna. Esto indica que el tipo de complejo formado es similar en todos los casos.

Conclusiones relativas a los procesos de biodegradación

La contaminación orgánica de los residuos es superior a la que muestran los vertederos de residuo TMB completo, lo que conlleva concentraciones iniciales mayores en el lixiviado. Sin embargo, un rápido lavado de los contaminantes (DQO y DBO₅ disminuyen en 6 meses su concentración a 1/3 de la inicial) permite que las concentraciones pronto se sitúen en rangos similares a los que se encuentran en vertederos de residuo con bioestabilización elevada.

El lixiviado presenta altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, equiparables a las del residuo urbano sin tratar, que apenas se reducen con el tiempo, lo que se deberá tener en cuenta en la gestión del mismo.

El contenido en metales y otros cationes del lixiviado del rechazo TMB estudiado es reducido, no suponiendo el mayor riesgo en vertedero. El pH puede condicionar en vertedero la solubilidad de estos compuestos, que forman precipitados en condiciones básicas. Este efecto pospone la disponibilidad de estos contaminantes, cuya lixiviación tendrá lugar más adelante en el tiempo.

Los rechazos TMB alcanzan aceleradamente (en menos de dos meses en las condiciones piloto de este estudio) la fase metanogénica, en la que predomina el metano frente al dióxido de carbono, con una proporción aproximada de 60/40.

La elevada temperatura inicial en vertedero (en el estudio supera los 40° C) condiciona las reacciones de degradación y la solubilidad de las sustancias orgánicas, por lo que puede ser una ayuda en estrategias para atenuar las emisiones en el tiempo.

Conclusiones relativas al alcance y utilidad de los distintos tipos de ensayos

El efecto de la escala está presente en los ensayos en columna, tanto en los de lavado de contaminantes como en los de trazadores. Se ha comprobado cómo el tamaño de residuo ensayado, ligado al tamaño de columna utilizado, condiciona la superficie de contacto entre el agua y el material, y con ello la disponibilidad de los contaminantes.

No existe una relación directa entre los resultados de los ensayos en laboratorio. Intervienen factores externos ligados al tiempo de contacto del agua con el residuo y al movimiento del líquido, que limitan la disponibilidad para lixiviar de algunos contaminantes en el ensayo de lixiviación. En el estudio, estos ensayos aproximan los valores de la carga orgánica disponible para lixiviar en condiciones de no degradación, pero no así la de los componentes inorgánicos medidos.

Los ensayos de columna en laboratorio para este tipo de residuo son útiles para obtener una primer aproximación de los contaminantes disponibles y su evolución a corto plazo, así como para plantear estrategias de lavado de los materiales. Sin embargo los resultados no incorporan aspectos importantes en instalaciones reales, como:

- La alteración que sufren algunos contaminantes orgánicos (carbonosos y nitrogenados) como consecuencia de la biodegradación del residuo.
- El efecto de la temperatura, que puede acelerar los distintos procesos de degradación y la solubilidad de la materia orgánica, aumentando la disponibilidad de otros componentes inorgánicos.

- El efecto de los materiales codispuestos con el rechazo, o utilizados para la explotación que provocan alteraciones sobre el lixiviado como, en la celda de estudio, aumentos del pH y con ello la precipitación de algunos componentes inorgánicos.

Además, la relación lineal en la lixiviación de algunos compuestos inorgánicos y la materia orgánica no se reproduce en campo, debido a la progresiva transformación de los componentes orgánicos por acción biológica. Se ha comprobado que las proporciones de metales frente a materia orgánica crecen en todos los casos en campo frente a las que se dan en columna. Esto indica que también en vertedero se constituyen complejos ligados, como establecen algunos autores, a la materia orgánica lentamente biodegradable (ácidos húmicos y fúlvicos) del lixiviado.

7.2. RECOMENDACIONES Y TRABAJO FUTURO

A continuación se recogen varias recomendaciones que surgen a partir de las conclusiones anteriores, para mejorar la gestión del residuo del rechazo de TMB y el diseño y explotación de los vertederos que acogen este tipo de material. Además se plantean algunas líneas de trabajo futuro para profundizar en el conocimiento de estas instalaciones.

Recomendaciones prácticas

Ligado a las estrategias que marca la normativa europea de minimización del residuo vertido, y por tanto, como paso previo al depósito en vertedero, a partir de las propiedades obtenidas para el afino del tratamiento biológico del residuo mezclado se recomienda realizar una serie de separaciones que permitan la recuperación de materiales con alta presencia en la composición del material, como el vidrio, y/o la valorización energética de la parte del rechazo con mayor poder calorífico.

Por otro lado, si se pretende minimizar la contaminación vertida, debería intensificarse el tratamiento biológico para estabilizar el residuo, pues todavía no se ajusta a normativas restrictivas, como las de otros estados europeos. De lo contrario se deberá ajustar el diseño de los vertederos de este rechazo TMB, a las emisiones contaminantes que este material provoca.

En los ensayos en laboratorio es fundamental ajustarse a la norma correspondiente en cuanto a muestreo y preparación de la muestras o bien realizar las los ensayos por duplicado para evitar que la variabilidad conduzca a

resultados poco representativos derivados de la heterogeneidad del material. Además, los resultados para este tipo de residuos deberían complementarse, por ejemplo a través de la modelización, teniendo en cuenta la degradación del residuo y el efecto de la temperatura, y se debería estudiar la contribución de los materiales de explotación del vertedero y otros residuos, para poder realizar una estimación más ajustada del comportamiento de los contaminantes a largo plazo.

En vertedero, se recomienda asegurar una frecuente cobertura intermedia de los residuos para evitar emisiones de CH₄ y CO₂, que además sirva para mantener la temperatura de los residuos favoreciendo su degradación. A partir de la estimación realizada a partir del ensayo de potencial bioquímico de metano, parece que la producción de biogás de un vertedero de rechazo podría llegar a ser atenuada con coberturas oxidadoras del metano, especialmente si se codisponen en vertedero con escoria. En cualquier caso habría que estudiar cada caso en concreto para sino optar por otras opciones, si procede, el aprovechamiento.

El pH en un vertedero de residuos de rechazo TMB pronto alcanzará valores neutros al consumirse los ácidos con la entrada de la fase metanogénica además los materiales utilizados en explotación y las escorias que se puedan disponer con ellos lo harán más básico. Se puede cuantificar en qué medida se producirá este efecto a través de ensayos de lixiviación de este material extra. En cualquier caso, esto se debe tener en cuenta en el dimensionamiento e instalación de las tuberías de lixiviado y prever posibles problemas de atascamiento por precipitación de contaminantes.

Además se debe tratar el lixiviado generado en los vertederos de rechazos TMB, inicialmente al menos con tratamiento biológico para reducir su fuerte contaminación orgánica, y con etapas (biológicas o no) que contemplen la reducción del nitrógeno desde el principio, y que se prolongarán en el tiempo.

Trabajo futuro

Puesto que se trata de uno de los contaminantes más problemáticos, sería adecuado realizar nuevos ensayos en condiciones de degradación para conocer las transformaciones que tienen lugar en el nitrógeno y que dan lugar a altos contenidos de nitrógeno amoniacal en el lixiviado, con el objetivo de conocer cómo evolucionará este contaminante e intentar controlar su producción.

Además, convendría realizar nuevos estudios con instrumentación adecuada, para conocer el caudal de lixiviado y el de escorrentía superficial, que junto a nuevos ensayos de trazadores en columna y/o campo, permitiesen establecer un modelo

hidrológico para estimar la producción de lixiviados en estos vertederos de rechazo TMB.

Para avanzar en la estimación del comportamiento del vertedero, también en el largo plazo, y detallar criterios de diseño en distintas situaciones, podría crearse un modelo basado en los resultados obtenidos en este trabajo con herramientas de simulación como MODUELO.

7.3. CONCLUSIONS

Each chapter of this document, includes the specific conclusions corresponding to the studied subject. In this paragraph they are put together and compiled to highlight the contributions of this research to the knowledge and improvement of landfills receiving MBT rejects.

It has been proved, throughout this work that landfills containing rejects from the refining stage of biostabilized residue, "Spanish type" waste, cannot be considered inert landfills Biological pretreatment doesn't completely stabilize the organic fraction of the material and thus landfill contamination in the form of biogas and leachate will be produced.

Here, the conclusions on which this statement is based, and useful details for the management of this kind of landfills are shown in four blocks. These four blocks correspond to the specific objectives established at the beginning of the study. They are divided into conclusions regarding the physical properties, the washing of pollutants and the biodegradation processes of MBT rejects, and the scope and usefulness of each type of test used.

Conclusions concerning the physical properties of rejects

The characteristics of the rejects produced in MBT plants vary from one place to another, even when the separation and treatment processes are similar, as in the case of the two plants studied in this work. Despite this, MBT rejects have some common characteristics:

The MBT produces a homogenization and size reduction of the waste: most of it (more than 75%) is less than 20 mm. It allows a greater compaction in landfill, reaching in this study densities in dry weight close to 1000 Kg m⁻³. This may cause in the field greater difficulties due to the formation of mud and dust.

The proportion of inert materials of the "Spanish type" waste is higher than in the European MBT residue, as observed in this study (values greater than 40%). A large part of this inert material may be glass, and other recoverable material.

Despite the organic matter content of rejects is lower than the content of the whole biostabilized waste, its biochemical methane potential (BMP), around 30 L kg⁻¹, and its volatile solids content, greater than 50 %, indicate that its contaminating potential is not smaller.

In addition, the content of materials with high calorific value in the reject allows to reach values above 1500 kcal kg⁻¹, and even greater than 3000 kcal kg⁻¹ by selecting a part of the residue. This would allow its use as refuse derived fuel.

On the other hand, the mixing of the MBT rejects with incineration bottom ash will change their behaviour in landfill, increasing for example the value of pH and the release other contaminants, such as copper.

Conclusions concerning the washing of pollutants from the waste

Column tests show, as expected, a decrease in the concentration of pollutants with the passage of water, which leads to a reduction of the pollutant load available by washing. Thus, in order to comply with all the leaching limits for inert waste in the percolation test, 4 L of water should be applied per kg of waste. This means that, for a waste generation rate similar to Meruelo's, 500 m³ would be needed daily to wash the waste; other option would be to wait 60 years until infiltration washes the mass in landfill.

The measured inorganic pollutants show a linear relationship with the total organic carbon in the percolation tests, as a consequence of the formation of complexes, which is independent of the tested fraction, as well as of the column size. This indicates that the type of complex formed is similar in all cases.

Conclusions concerning biodegradation processes

The organic load of the rejects is higher than that of the whole MBT waste; this leads to higher initial organics concentrations in the leachate. However, rapid washing (COD and BOD₅ decrease to 1/3 the initial concentration in 6 months) allows the concentrations soon reach similar ranges to those found in landfills with highly biostabilized waste.

The leachate presents high concentrations of ammonium nitrogen, similar to those of untreated urban waste, which don't decrease with time. It should be taken into account in the management of the leachate.

The content of metals and other cations of the studied MBT rejects leachate is small, not representing the greatest risk in landfill. Although the pH in landfill can modify the solubility of these compounds, which form precipitates under basic conditions. This effect postpones the availability of these pollutants, the leaching of which will occur later in time.

MBT rejects rapidly reach (in less than two months in the pilot conditions of this study) the methanogenic phase, in which methane predominates against carbon dioxide, with an approximate ratio of 60/40.

The high initial temperature in landfill (it exceeds 40°C in the study) favours the degradation reactions and the solubility of organic substances. It can be an aid to attenuate the emissions in the long time.

Conclusions concerning the scope and usefulness of the different types of tests

The effect of scale is present in column tests, both in the pollutant washing and in the tracer tests. It has been shown how the size of residue tested, linked to the column size used, conditions the contact surface between water and the material and thus the availability of contaminants.

There isn't a direct relationship between the results obtained in the laboratory tests. There are external factors, linked to the contact time of water with the waste and the movement of the liquid, which limit the availability of some contaminants in the leaching test. In the study, the tests approach the values of the organic load available for leaching under non-degradation conditions, but not that of the measured inorganic components.

The laboratory column tests for this type of waste are useful to obtain a first approximation of available pollutants and their evolution in the short term, as well as to dimension strategies for washing the materials. However, the results don't incorporate important aspects, such as:

- The different behaviour of some organic pollutants (carbonaceous and nitrogenous) as a result of the biodegradation of the waste
- The effect of temperature, which can accelerate the degradation processes and the solubility of organic matter, increasing the availability of other inorganic components.
- The effect of codisposal of waste or operational materials with the rejects causes alterations on the leaching. In the cell of study, the extra materials increase the pH and with this the precipitation of some inorganic components.

Also, the linear relationship in the leaching of some inorganic compounds and organic matter is not reproduced in the field, due to the progressive transformation of the organic components by biological action. However, it has been verified that the proportions of metals in relation to organic matter grow in all cases in the field compared to those in columns. This indicates that complexes

are formed, probably since the formation of these is linked, as established by some authors, to the slowly biodegradable organic matter (humic and fulvic acids) of the leachate.

7.4. RECOMMENDATIONS AND FUTURE WORK

Following are several recommendations that arise from the previous conclusions, to improve the waste management of MBT rejects and the design and operation of landfills of this material. In addition, some lines of future work are proposed to a better understand of these installations.

Practical recommendations

As a preliminary step to landfill, and linked to the strategies established by the European regulations for the minimization of the waste landfilled, from the properties obtained for the rejects of the biological treatment of the mixed waste, it is recommended to carry out a series of separations that allow the recovery of majority materials, such as glass, and / or the energy recovery of the rejected fraction with greater calorific value.

On the other hand, biological treatment should be intensified to stabilize the waste if the aim is to minimize contamination and comply with restrictive regulations, such as those in other European states. Otherwise the design of the landfills of this MBT waste should be adjusted to the pollutant emissions that this material causes.

In laboratory tests, it is essential that the sampling and preparation of the samples is done in accordance with the corresponding standard or to carry out the tests in duplicate to avoid that the variability leads to poorly representative results derived from the heterogeneity of the material. In addition, in order to obtain a more accurate estimate of the behaviour of the pollutants in the long term, the results for this type of waste should be complemented, for example through modelling, taking into account the degradation of the waste, the effect of temperature, and the contribution of operating materials and other waste.

In landfill, to ensure frequent intermediate coverage of the waste to avoid emissions of CH₄ and CO₂ is recommended. It also serves to maintain the temperature of the waste favouring its degradation. From the estimation made from the biochemical methane potential test, it seems that biogas production from a rejected MBT landfill could be attenuated with methane oxidizing coverages, especially if they are codisposal with bottom ash in landfills. In any case

it would be necessary to study each case in particular to choose other options, if appropriate, its energy use.

The pH in a landfill of MBT rejects waste will soon reach neutral values because the acids are consumed with the start of the methanogenic phase. In addition the materials used in exploitation and the bottom ash that can be disposed with them will make it more basic. This effect can be quantified through leaching tests of this extra material. In any case, this must be taken into account in the sizing and installation of the leachate pipelines to anticipate possible problems of clogging by precipitations.

Moreover, the leachate generated at MBT rejects landfills should be treated: initially with at least biological treatment to reduce its strong organic contamination, and for an extended period with stages (biological or not) that contemplate the reduction of nitrogen.

Future work

Since it is one of the most problematic pollutants, new tests under degradation conditions to know the transformations that take place in the nitrogen which produces a high ammonium nitrogen contents in the leachate would be appropriate. Thus, it could be know how this pollutant will evolve and try to control its production.

In addition, new studies with adequate instrumentation should be carried out to determine leachate flow and surface runoff, which together with new column or field tracer tests would allow creates a hydrological model to estimate leachate production in these landfills of MBT rejects.

In order to advance in the estimation of the landfill behaviour, also in the long term, and to detail design criteria in different situations, a model could be created based on the results obtained in this work with simulation tools such as MODUOLO.

ANEXO I.
INFORMACIÓN
COMPLEMENTARIA
CAPÍTULO 4

Tabla I.1. Pesos secos y húmedos del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar la humedad del residuo $RReC_{Bar}$.

$P_H + P_B$ (g)	$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	P_H (g)	P_S (g)	P(Agua) (g)	H_R (%)
508.77	421.69	11.55	497.22	410.14	87.08	17.51
575.62	481.45	11.54	564.08	469.91	94.17	16.69
406.67	328.77	11.62	395.05	317.15	77.90	19.72
527.48	430.51	11.58	515.90	418.93	96.97	18.80
510.10	416.02	11.62	498.48	404.40	94.08	18.87
508.69	417.45	11.51	497.18	405.94	91.24	18.35
446.89	358.56	11.58	435.31	346.98	88.33	20.29
597.25	488.61	11.72	585.53	476.89	108.64	18.55
484.78	401.85	16.22	468.56	385.63	82.93	17.70
484.76	386.83	16.33	468.43	370.50	97.93	20.91
525.90	426.29	16.12	509.78	410.17	99.61	19.54
545.87	438.17	16.83	529.04	421.34	107.70	20.36
585.96	472.94	16.37	569.59	456.57	113.02	19.84
520.33	420.70	16.48	503.85	404.22	99.63	19.77
567.32	467.63	11.67	555.65	455.96	99.69	17.94
468.59	384.30	12.68	455.91	371.62	84.29	18.49

Tabla I.2. Pesos secos y húmedos del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar la humedad del residuo RAr_{Bar} .

$P_H + P_B$ (g)	$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	P_H (g)	P_S (g)	P(Agua) (g)	H_R (%)
939.68	859.79	11.18	928.50	848.61	79.89	8.60
1226.16	1117.12	11.99	1214.17	1105.13	109.04	8.98
1156.09	1052.48	12.30	1143.79	1040.18	103.61	9.06
1024.57	920.31	11.65	1012.92	908.66	104.26	10.29
947.33	850.14	11.66	935.67	838.48	97.19	10.39
524.56	467.23	11.67	512.89	455.56	57.33	11.18

Tabla I.3. Pesos secos y húmedos del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar la humedad del residuo RR_{Can} .

$P_H + P_B$ (g)	$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	P_H (g)	P_S (g)	P(Agua) (g)	H_R (%)
730.73	539.05	11.77	718.96	527.28	191.68	26.66
606.93	429.08	11.76	595.17	417.32	177.85	29.88
662.41	474.53	11.65	650.76	462.88	187.88	28.87
637.76	441.60	11.63	626.13	429.97	196.16	31.33
761.74	562.27	11.21	750.53	551.06	199.47	26.58
632.78	432.67	11.40	621.38	421.27	200.11	32.20
621.86	416.86	11.55	610.31	405.31	205.00	33.59
565.07	393.41	16.31	548.76	377.10	171.66	31.28

Tabla I.4. Pesos secos y húmedos del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar la humedad del residuo Es_{Can} .

$P_H + P_B$ (g)	$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	P_H (g)	P_S (g)	P(Agua) (g)	H_R (%)
1316.72	1139.71	11.66	1305.06	1128.05	177.01	13.56
1247.38	1056.13	11.54	1235.84	1044.59	191.25	15.48
1320.25	1128.30	11.63	1308.62	1116.67	191.95	14.67
1421.30	1200.49	11.71	1409.59	1188.78	220.81	15.66
1545.31	1302.27	12.09	1533.22	1290.18	243.04	15.85

Tabla I.5. Pesos fijos y volátiles del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar el porcentaje de sólidos volátiles del residuo $RReC_{Bar}$.

$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	2horas		4horas		P_{sv} (g)	% SV
		$P_B + P_{SF}$ (g)	$P_B + P_{SF}$ (g)	P_S (g)	P_{SF} (g)		
170.26	16.16	94.38	93.48	154.10	77.32	76.78	49.82
149.18	16.25	69.78	67.90	132.93	51.65	81.28	61.14
152.06	17.05	79.07	76.87	135.01	59.82	75.19	55.69
177.66	16.53	83.99	81.23	161.13	64.70	96.43	59.85
162.03	16.57	88.56	86.82	145.46	70.25	75.21	51.70
156.19	16.33	79.82	74.98	139.86	58.65	81.21	58.07
173.50	16.07	84.56	80.97	157.43	64.90	92.53	58.78
172.21	16.62	77.14	72.80	155.59	56.18	99.41	63.89

Tabla I.6. Pesos fijos y volátiles del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar el porcentaje de sólidos volátiles del residuo RAR_{Bar} .

		2horas		4horas			
$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	$P_B + P_{SF}$ (g)	$P_B + P_{SF}$ (g)	P_S (g)	P_{SF} (g)	P_{SV} (g)	% SV
163.83	16.02	127.65	127.47	147.81	111.45	36.36	24.60
179.28	16.24	149.26	149	163.04	132.76	30.28	18.57
168.67	16.05	116.58	116.4	152.62	100.35	52.27	34.25

Tabla I.7. Pesos fijos y volátiles del residuo, con y sin bandeja recipiente P_B , utilizados para determinar el porcentaje de sólidos volátiles del residuo RR_{Can} .

		2horas		4horas			
$P_S + P_B$ (g)	P_B (g)	$P_B + P_{SF}$ (g)	$P_B + P_{SF}$ (g)	P_S (g)	P_{SF} (g)	P_{SV} (g)	% SV
170.26	16.16	94.38	93.48	154.10	77.32	76.78	49.82
149.18	16.25	69.78	67.90	132.93	51.65	81.28	61.14
152.06	17.05	79.07	76.87	135.01	59.82	75.19	55.69
177.66	16.53	83.99	81.23	161.13	64.70	96.43	59.85
162.03	16.57	88.56	86.82	145.46	70.25	75.21	51.70
156.19	16.33	79.82	74.98	139.86	58.65	81.21	58.07
173.50	16.07	84.56	80.97	157.43	64.90	92.53	58.78
172.21	16.62	77.14	72.80	155.59	56.18	99.41	63.89

Tabla I.8. Valores de los parámetros utilizados para determinar el poder calorífico del residuo $RRec_{Bar}$.

	Li (cm)	Lf (cm)	RS (g)	Ti (°C)	Tf (°C)	W	H (kcal/kg)
Patrón	10	1.4	1.0121	25.651	28.182	2537.66	6318
RR1	10.1	5.1	0.6788	26.205	27.372		4345.84
RR2	9.9	1.7	0.7209	26.642	27.988		4711.94
RR3	10	2.3	0.6275	26.409	27.348		3769.17
RR4	10.1	2.4	0.8022	26.106	27.528		4476.25

Tabla I.9. Valores de los parámetros utilizados para determinar el poder calorífico del residuo RAR_{Bar} .

	Li (cm)	Lf (cm)	RS (g)	Ti (°C)	Tf (°C)	W	H (kcal/kg)
Patrón	10.2	5	1.0123	25.563	28.078	2549.85	6318
RAr1	10.2	1.2	0.9257	26.2	27.345		3131.55
RAr2	10.3	4.9	0.9655	25.291	26.42		2968.78
RAr3	10.4	2.8	0.8729	26.942	27.912		2813.47
RR4	10.3	3	1.3582	26.824	28.389		2925.73

Tabla I.10. Valores de los parámetros utilizados para determinar el poder calorífico del residuo RR_{Can}.

	Li (cm)	Lf (cm)	RS (g)	Ti (°C)	Tf (°C)	W	H (kcal/kg)
Patrón	10.3	5.2	1.005	25.799	28.261	2585.87	6318
RR1	10.3	2	0.5211	26.379	27.136		3719.85
RR2	9.8	2.5	0.6097	26.719	27.559		3535.09
RR3	11.35	1.4	0.8017	26.304	27.515		3877.52
RR4	10.1	2.1	1.076	26.069	27.39		3157.56

Tabla I.11. Liberación de contaminantes en el ensayo de lixiviación en función de la muestra de masa sintética utilizada en cada caso.

Parámetro	RR _{Can}	ES	RRec _{Bar}	RAr _{Bar}	RR _{Bar}
pH	6.90	10.09	7.73	7.54	7.70
Conductividad (mS cm⁻¹ kg⁻¹)	0.04	0.02	0.05	0.03	0.05
Alcalinidad (mg g⁻¹)	13.18	3.59	7.44	2.95	6.77
F⁻ (mg kg⁻¹)	<3.66	<4.48	9.54	12.81	10.45
Cl⁻ (mg g⁻¹)	7.10	5.34	4.88	2.76	4.56
Nitritos (mg g⁻¹)	<0.15	<0.18			<0.10
Nitratos (mg g⁻¹)	0.07	0.20	0.19	0.11	0.18
Fosfatos (mg g⁻¹)	0.45				
Sulfatos (mg g⁻¹)	4.61	3.10	4.58	5.91	4.74
DQOs(mg g⁻¹)	88.30	8.79	57.33	41.25	54.92
DBO₅ (mg g⁻¹)	36.60		3.72	2.95	3.60
COT (mg g⁻¹)	67.99		15.94	7.74	14.71
NT (mg g⁻¹)	6.30		1.72	0.96	1.61
NH₄⁺-N (mg g⁻¹)	0.72	8.79			0.02
SD (mg g⁻¹)	86.40	25.91	56.74	34.30	53.37
SDV (mg g⁻¹)	45.63	25.34	29.70	15.06	27.50
Cd (mg kg⁻¹)	0.139	0.143	0.122	0.072	0.116
Zn (mg kg⁻¹)	7.620	<0.278	6.864	2.326	6.319
Pb (mg kg⁻¹)	1.223	1.121	0.860	0.417	0.809
Cu (mg kg⁻¹)	5.483	52.391	5.863	3.388	5.566
Cr (mg kg⁻¹)	<0.644	<0.789	0.726	0.262	0.670
Ni (mg kg⁻¹)	3.009	<0.941	2.946	1.118	2.726
Ca (g kg⁻¹)	6.156	3.902	3.651	1.797	3.429
Na (g kg⁻¹)	4.513	2.707	4.425	1.518	4.076
Hg (mg kg⁻¹)	<0.004	<0.004			0.050
As (mg kg⁻¹)	0.403	<0.090			

ANEXO II.
INFORMACIÓN
COMPLEMENTARIA
CAPÍTULO 5

Tabla II.2. Características del ensayo de las columna A y B.

	Columna A	Columna B
Pre test		
Masa columna vacía (g)	1606.2	1591.9
Masa columna con arena inferior (g)	1704.4	1681.4
Masa columna con arena inferior y residuo (g)	2163.7	2141.9
Masa columna sin tapa (g)	2250.9	2233.2
Masa columna completa (g)	2823.9	2804.0
Filtro parte inferior (g)	0.23	0.24
Filtro parte superior (g)	0.23	0.24
Humedad en el residuo		
Muestra húmeda (g)	459.1	460.6
Muestra seca (g)	446.6	448.6
Contenido en humedad %	2.7	2.7
Humedad en la arena		
Muestra húmeda (g)	185.4	180.5
Muestra seca (g)	182.1	177.3
Contenido en humedad %	1.8	1.8
Post test		
Humedad en el residuo		
Muestra húmeda y bandeja (g)	751.2	777.7
Bandeja (g)	56.8	50.1
Muestra húmeda (g)	694.4	728.6
Bandeja y muestra seca (g)	444.0	425.0
Muestra seca(g)	387.0	375.0
Contenido en humedad (%)	44.3	46.8
Humedad en la arena		
Muestra húmeda y bandeja (g)	120.1	142.1
Bandeja (g)	15.9	10.8
Muestra húmeda (g)	104.2	131.3
Bandeja y muestra seca (g)	103.2	120.6
Muestra seca(g)	87.0	110.2
Contenido en humedad (%)	16.2	16.4

Tabla II.2. Características del ensayo de las columna C y D.

	Columna C	Columna D
Pre test		
Masa columna vacía (g)	1833.20	1604.20
Masa columna con arena inferior (g)	1908.00	1688.70
Masa columna con arena inferior y residuo (g)	2484.70	2290.30
Masa columna sin tapa (g)	2570.10	2430.20
Masa columna completa (g)	3145.10	3002.60
Filtro parte inferior (g)	0.24	0.23
Filtro parte superior (g)	0.24	0.23
Humedad en el residuo		
Muestra húmeda (g)	576.46	601.37
Muestra seca (g)	560.83	585.73
Contenido en humedad %	2.71	2.71
Humedad en la arena		
Muestra húmeda (g)	160.20	224.40
Muestra seca (g)	157.36	220.43
Contenido en humedad %	1.77	1.77
Post test		
Humedad en el residuo		
Muestra húmeda y bandeja (g)	820.60	1026.20
Bandeja (g)	50.20	28.40
Muestra húmeda (g)	770.40	997.80
Bandeja y muestra seca (g)	100.50	
Muestra seca(g)	87.40	
Contenido en humedad (%)	11.40	
Humedad en la arena		
Muestra húmeda y bandeja (g)	111.70	
Bandeja (g)	13.10	
Muestra húmeda (g)	98.60	
Bandeja y muestra seca (g)	100.50	
Muestra seca(g)	87.40	
Contenido en humedad (%)	11.40	

Tabla II.3. Características del ensayo de la columna I

Columna I	
<u>Pre test</u>	
Arena parte superior (g)	2905
Arena parte inferior (g)	2414
Residuo (g)	17030
Filtro parte inferior (g)	2.08
Filtro parte superior (g)	2.02
Humedad en el residuo	
Muestra húmeda (g)	17030
Muestra seca (g)	12210
Contenido en humedad %	28.3
Humedad en la arena	
Muestra húmeda (g)	411.0
Muestra seca (g)	410.0
Contenido en humedad %	0.0
<u>Post test</u>	
Humedad en el residuo	
Muestra húmeda y bandeja (g)	751.2
Bandeja (g)	56.8
Muestra húmeda (g)	694.0
Bandeja y muestra seca (g)	444.0
Muestra seca(g)	387.0
Contenido en humedad (%)	44.3
Humedad en la arena	
Muestra húmeda y bandeja (g)	120.1
Bandeja (g)	15.9
Muestra húmeda (g)	104.0
Bandeja y muestra seca (g)	103.2
Muestra seca(g)	87.0
Contenido en humedad (%)	16.2

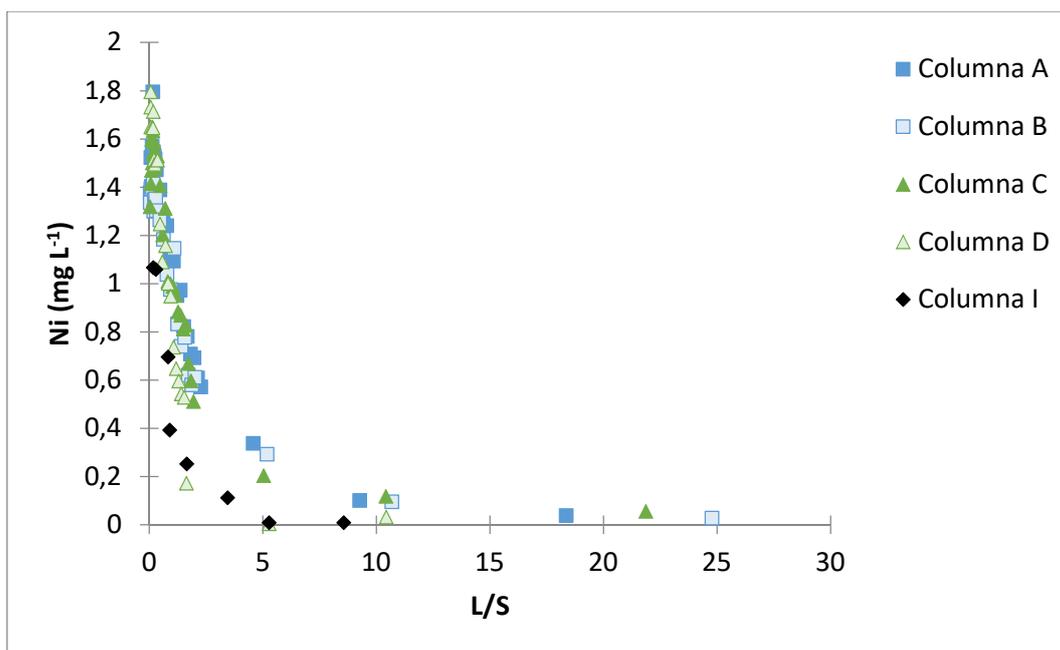


Figura II.1. Evolución de la concentración de níquel con la relación L/S para residuos TMB en columnas pequeñas y columna mediana.

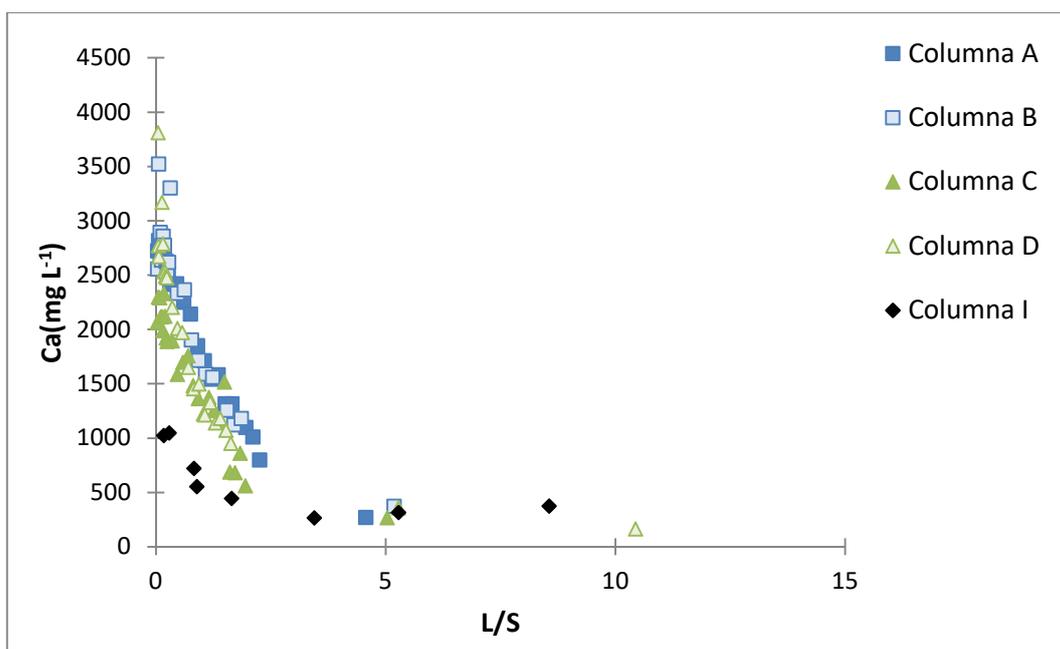


Figura II.2. Evolución de la concentración de calcio con la relación L/S para residuos TMB en columnas pequeñas y columna mediana.

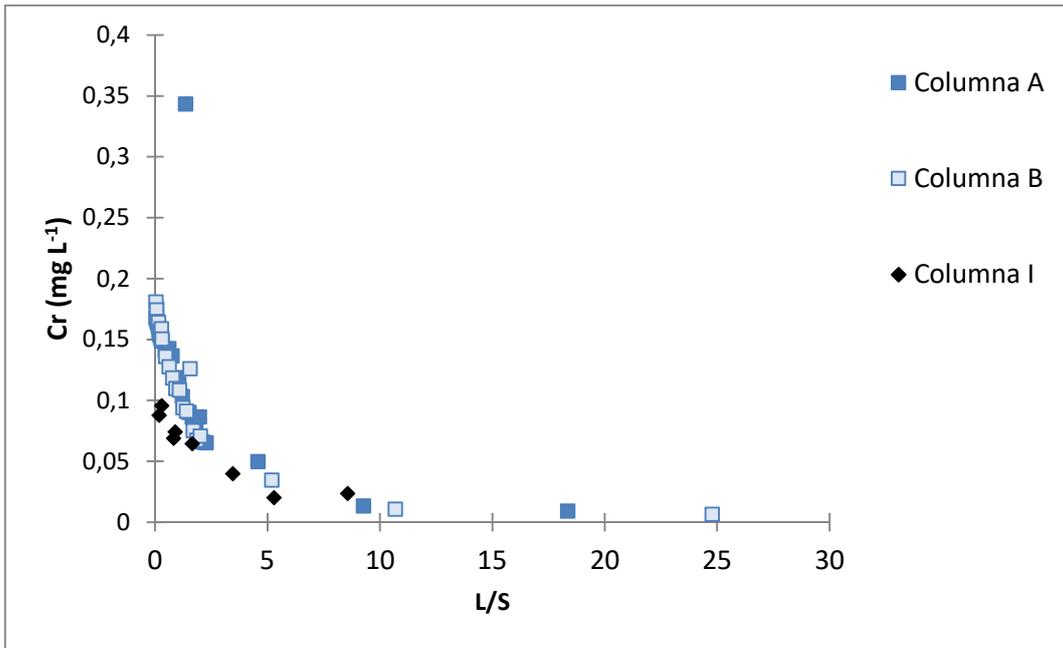


Figura II.3. Evolución de la concentración de cromo con la relación L/S para residuos TMB en columnas pequeñas y columna mediana.

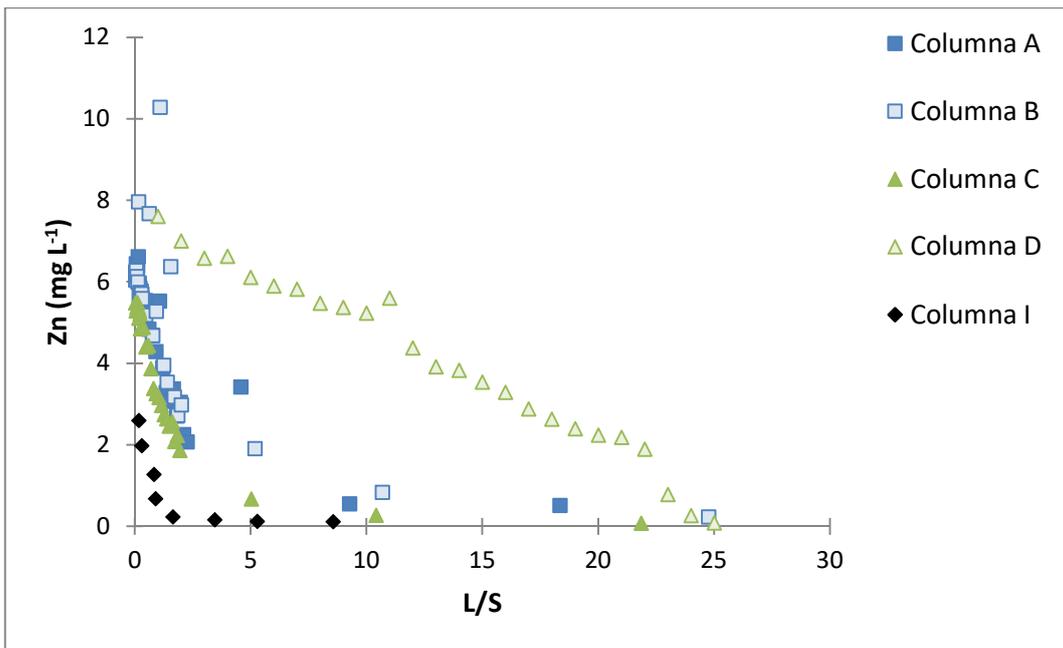


Figura II.4. Evolución de la concentración de cinc con la relación L/S para residuos TMB en columnas pequeñas y columna mediana.

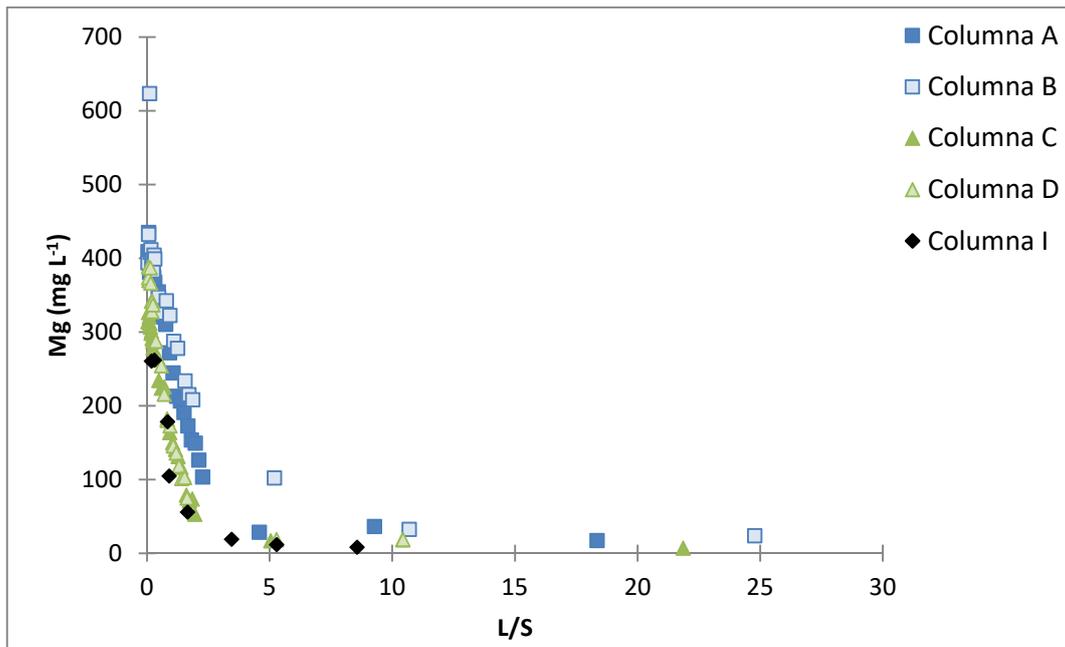


Figura II.5. Evolución de la concentración de magnesio con la relación L/S para residuos TMB en columnas pequeñas y columna mediana.

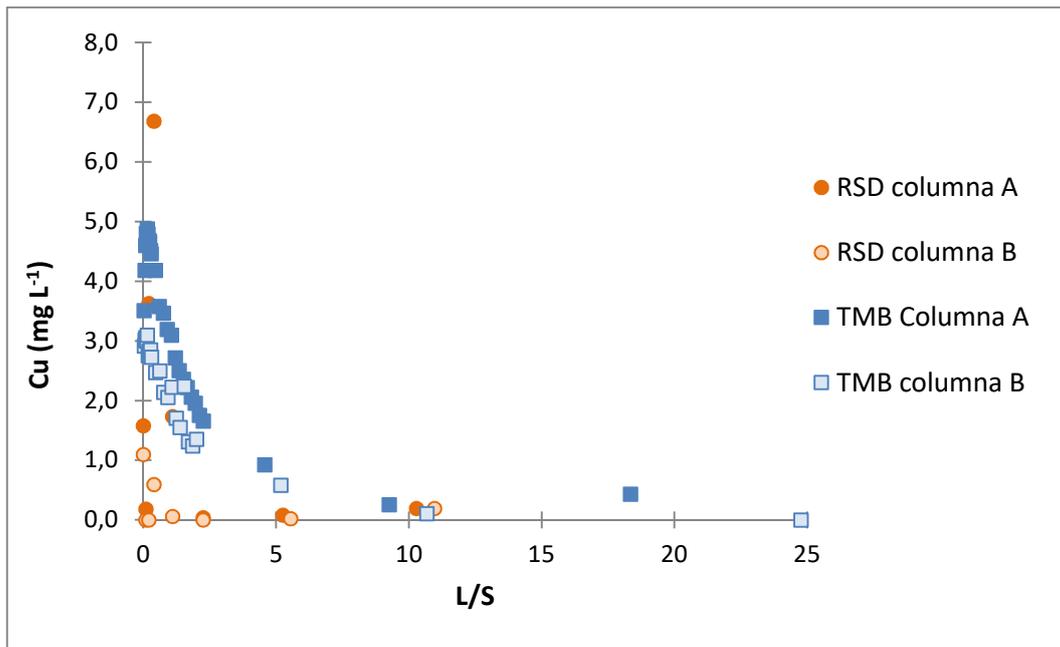


Figura II.6. Evolución de la concentración de cobre con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

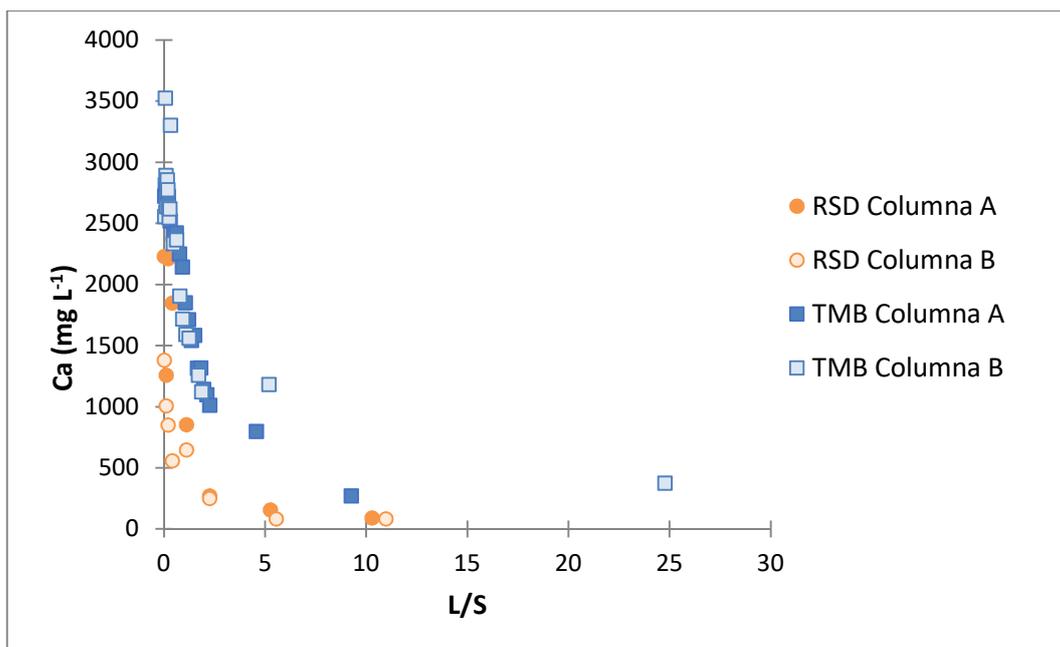


Figura II.7. Evolución de la concentración de calcio con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

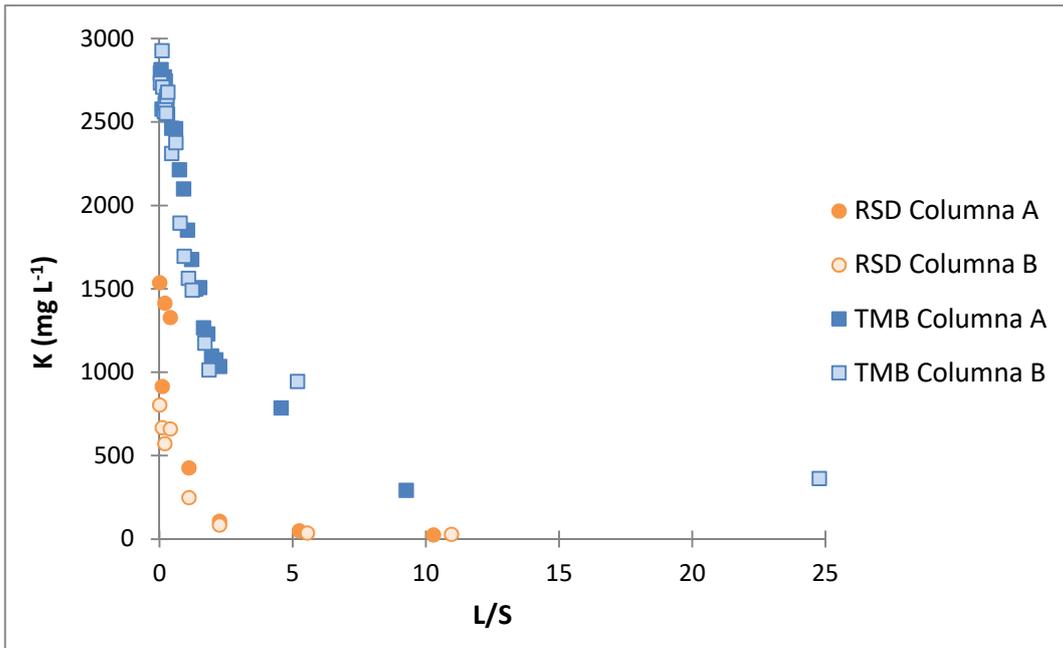


Figura II.8. Evolución de la concentración de potasio con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB.

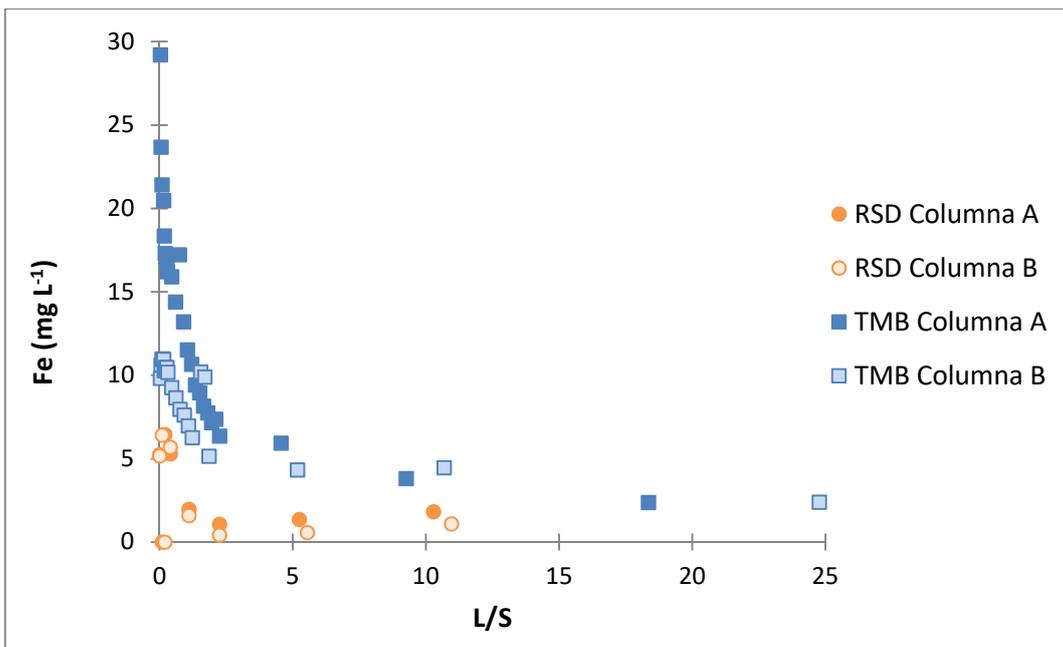


Figura II.9. Evolución de la concentración de hierro con la relación L/S para residuos degradados y rechazos TMB

Tabla II.4. Carga de contaminantes en ($mg\ kg^{-1}$) excepto COT y NT ($g\ kg^{-1}$), para cada intervalo L/S en la columna A.

L/S	COT	NT	L/S	Cu	Ni	Na	Ca	K	Mg	Fe	Cr	Zn	Cd
0.029	0.193	0.018	0.03	0.048	0.018	34.926	39.379	40.424	5.923	0.422	0.002	0.090	0.001
0.054	0.374	0.035	0.05	0.091	0.038	72.947	76.396	76.371	11.804	0.639	0.005	0.175	0.001
0.084	0.369	0.035	0.08	0.093	0.040	62.381	71.871	71.509	10.564	0.591	0.005	0.173	0.001
0.114	0.398	0.038	0.11	0.089	0.041		0.000			0.614	0.005	0.192	0.001
0.145	0.394	0.038	0.14	0.076	0.034	143.879	82.004	167.074	24.301	0.550	0.005	0.199	0.001
0.235	0.732	0.070	0.17	0.078	0.037	70.855	81.831	82.860	12.120	0.519	0.005	0.180	0.001
0.325	1.073	0.103	0.20	0.074	0.035	68.019	77.885	77.373	11.205	0.513	0.005	0.176	0.001
0.446	1.160	0.111	0.24	0.074	0.035	67.239	77.911	78.683	11.807	0.501	0.005	0.175	0.001
0.596	1.399	0.135	0.27	0.074	0.036	65.493	75.861	76.838	11.280	0.486	0.004	0.174	0.001
0.747	1.548	0.151	0.30	0.069	0.034	62.407	72.709	74.234	11.080	0.477	0.004	0.172	0.001
0.898	1.373	0.134	0.45	0.210	0.104	190.119	218.831	222.581	32.074	1.295	0.013	0.502	0.003
1.048	1.286	0.125	0.60	0.320	0.160	284.676	338.815	333.664	48.284	2.582	0.022	0.730	0.004
1.199	1.191	0.116	0.75	0.295	0.137	266.257	322.756	316.393	46.790	1.979	0.021	0.707	0.004
1.350	1.095	0.107	0.90	0.285	0.149	228.338	278.767	279.218	40.963	1.728	0.018	0.647	0.003
1.500	1.029	0.102	1.05	0.235	0.115	204.138	258.008	252.757	36.858	1.599	0.017	0.833	0.003
1.651	0.958	0.094	1.20	0.234	0.114	184.134	232.417	226.040	32.135	1.413	0.016	0.587	0.003
1.801	0.894	0.088	1.3	0.222	0.112	182.570	238.467	227.309	31.126	1.344	0.052	0.496	0.003
1.952	0.838	0.083	1.50	0.205	0.108	147.181	198.084	190.915	28.781	1.221	0.014	0.463	0.002
2.103	0.754	0.075	1.65	0.185	0.100	146.751	198.322	185.653	26.065	1.163	0.013	0.509	0.002
2.253	0.689	0.070	1.8	0.166	0.099	127.793	172.066	165.689	23.167	1.072	0.012	0.408	0.002
4.711	3.610	0.322	1.95	0.132	0.092	110.497	165.277	162.202	22.555	1.106	0.013	0.459	0.002
9.406	1.852	0.172	2.10	0.115	0.094	113.976	152.362	156.272	19.075	0.951	0.010	0.340	0.002

18.492	1.476	0.200	2.25	0.083	0.076	79.841	120.176	118.568	15.652	0.888	0.010	0.313	0.001
			4.56	0.074	0.068	143.257	333.308	361.661	35.335	4.652	0.061	4.209	0.007
			9.25	0.047	0.058	501.477			128.540	8.257	0.048	1.949	0.003

Tabla II.5. Carga de contaminantes en (mg kg⁻¹) excepto COT y NT (g kg⁻¹), para cada intervalo L/S en la columna B.

L/S	COT	NT	L/S	Cu	Ni	Na	Ca	K	Mg	Fe	Cr	Zn	Cd
0.031	0.191	0.020	0.031	0.045	0.021	36.200	39.485	42.272	6.090	0.152	0.003	0.093	0.001
0.056	0.372	0.039	0.056	0.084	0.039	88.578	98.011	93.868	12.036	0.295	0.005	0.175	0.001
0.087	0.371	0.039	0.087	0.085	0.039	71.842	80.456	81.465	17.348	0.305	0.005	0.171	0.001
0.117	0.411	0.043	0.117	0.093	0.043	72.116	81.490	83.774	12.629	0.339	0.005	0.186	0.001
0.148	0.408	0.043	0.148	0.096	0.044	89.366	88.301	92.751	12.736	0.338	0.005	0.246	0.001
0.241	0.759	0.079	0.179	0.085	0.040	67.238	85.788	79.262	11.988	0.317	0.005	0.174	0.001
0.334	1.100	0.116	0.210	0.088	0.042	67.576	81.287	80.773	12.301	0.323	0.005	0.177	0.001
0.457	1.198	0.126	0.241	0.086	0.041	67.079	78.649	78.929	11.843	0.317	0.005	0.177	0.001
0.612	1.400	0.151	0.272	0.088	0.042	71.903	80.938	82.089	12.511	0.323	0.005	0.177	0.001
0.766	1.446	0.155	0.303	0.084	0.040	77.957	102.039	82.825	12.340	0.315	0.005	0.173	0.001
0.921	1.367	0.146	0.457	0.229	0.117	179.154	216.361	214.406	32.219	0.858	0.013	0.481	0.003
1.075	1.262	0.135	0.612	0.386	0.183	331.241	365.275	367.638	50.448	1.335	0.020	1.187	0.004
1.230	1.158	0.123	0.766	0.331	0.160	230.924	294.315	293.021	52.925	1.230	0.018	0.725	0.003
1.384	1.065	0.112	0.921	0.318	0.151	201.175	265.223	262.075	49.870	1.176	0.017	0.816	0.003
1.539	0.988	0.105	1.075	0.344	0.177	184.002	245.797	241.769	44.464	1.077	0.017	1.590	0.003
1.693	0.926	0.100	1.230	0.264	0.129	176.180	241.113	230.989	42.998	0.967	0.015	0.612	0.002
1.848	0.791	0.086	1.384	0.240	0.114					1.575	0.014	0.547	0.002
5.176	4.078	0.435	1.539	0.347	0.120	262.804	388.532	363.294	72.358	1.527	0.020	0.986	0.005
10.673	1.951	0.181	1.693	0.203	0.096	104.866	173.466	156.945	33.254	0.795	0.012	0.492	0.002
24.759	1.177	0.023	1.848	0.192	0.090	100.059	182.509	146.264	32.222	0.668	0.010	0.421	0.002
			2.002	0.210	0.094	0.000				0.690	0.011	0.462	0.002
			5.176	0.974	0.487	251.684		662.269	185.981	3.963	0.058	3.180	0.008
			10.673	0.474	0.416	527.540	0.000		140.838	6.524	0.048	3.654	0.002
			24.759	0.005	0.274	141.133	679.139	6.268	234.020	18.684	0.068	2.336	

Tabla II.6. Carga de contaminantes en (mg kg^{-1}) excepto COT y NT (g kg^{-1}), para cada intervalo L/S en la columna C.

L/S	COT	NT	L/S	Cu	Ni	Na	K	Mg	Ca	Fe	Zn
0.027	0.148	0.018	0.027	0.048	0.018	22.442	27.399	4.282	28.110	0.141	0.075
0.053	0.297	0.036	0.053	0.091	0.038	47.346	58.342	8.714	61.321	0.486	0.141
0.082	0.304	0.036	0.082	0.093	0.040	50.586	57.311	8.737	62.441	0.287	0.146
0.104	0.275	0.033	0.104	0.089	0.041	43.848	52.105	7.977	54.048	0.273	0.140
0.127	0.235	0.028	0.127	0.076	0.034	38.493	46.724	6.964	48.093	0.235	0.121
0.195	0.446	0.053	0.150	0.078	0.037	35.274	44.448	6.782	45.194	0.246	0.122
0.263	0.646	0.077	0.173	0.074	0.035	44.720	49.849	6.852	52.918	0.214	0.116
0.354	0.709	0.081	0.195	0.074	0.035	35.751	43.762	6.611	48.192	0.215	0.120
0.468	0.831	0.096	0.218	0.074	0.036	34.670	43.225	6.520	43.603	0.206	0.119
0.491	0.514	0.059	0.241	0.069	0.034	32.672	41.951	6.323	42.903	0.196	0.110
0.587	0.420	0.049	0.354	0.210	0.104	103.621	121.852	18.066	128.991	0.598	0.333
0.683	0.606	0.074	0.468	0.320	0.160	129.194	177.391	26.609	180.091	0.833	0.500
0.779	0.596	0.069	0.581	0.295	0.137	145.833	180.726	25.449	192.755	0.771	0.504
0.875	0.548	0.064	0.695	0.285	0.149	123.438	164.236	25.655	199.532	0.748	0.439
0.971	0.515	0.061	0.808	0.235	0.115	107.464	148.398	20.745	168.338	0.668	0.384
1.067	0.439	0.063	0.922	0.234	0.114	98.472	131.561	18.606	154.829	0.600	0.370
1.163	0.443	0.052	1.035	0.222	0.112	97.290	127.303	17.038	138.853	0.584	0.360
1.259	0.390	0.045	1.149	0.205	0.108	114.822	153.774	16.016	156.180	0.543	0.337
1.355	0.347	0.041	1.263	0.185	0.100	92.749	122.322	14.921	142.485	0.498	0.311
1.451	0.312	0.037	1.376	0.166	0.099	82.011	106.045	13.251	130.194	0.502	0.300
1.547	0.283	0.035	1.490	0.132	0.092	126.327	99.463	11.926	172.154	0.445	0.280
1.643	0.262	0.032	1.603	0.115	0.094	32.045	65.430	8.950	78.193	0.468	0.291

1.696	0.159	0.024	1.717	0.083	0.076	23.842	68.640	8.069	77.446	0.455	0.237
4.253	1.754	0.198	1.830	0.074	0.068	23.721	54.627	8.376	97.571	0.485	0.254
8.797	0.747	0.076	1.944	0.047	0.058	15.438	44.970	6.017	63.770	0.467	0.212
18.469	0.566	0.049	5.032	0.205	0.327	75.421	249.099	27.243	428.457	4.030	1.086
			10.408	0.324	0.499	170.341	226.207	77.822		6.904	1.155
			21.853	0.246	0.474	16.636	62.064	59.286		8.214	0.672

Tabla II.7. Carga de contaminantes en (mg kg⁻¹) excepto COT y NT (g kg⁻¹), para cada intervalo L/S en la columna D.

L/S	COT	NT	Cu	Ni	Na	Mg	K	Ca	Fe	Zn
0.048	0.276	0.033	0.109	0.040	81.130	3635.477	87.886	92.120	0.256	0.169
0.060	0.335	0.040	0.128	0.052	59.679	2425.519	72.977	80.316	0.336	0.198
0.055	0.037	0.004	0.014	0.006	6.993	2491.581	8.101	9.011	0.036	0.022
0.126	0.357	0.042	0.129	0.054	96.625	3177.273	104.679	104.406	0.340	0.201
0.148	0.484	0.057	0.175	0.076	89.953	2417.555	112.133	129.340	0.477	0.274
0.171	0.227	0.026	0.084	0.039	40.366	2294.070	51.611	57.020	0.228	0.131
0.198	0.237	0.027	0.089	0.038	44.250	2227.796	56.147	63.774	0.248	0.138
0.210	0.164	0.019	0.066	0.029	36.354	2271.689	43.936	48.120	0.186	0.104
0.237	0.150	0.017	0.065	0.029	36.458	2337.093	45.256	47.966	0.183	0.101
0.351	0.510	0.059	0.232	0.107	107.666	1956.172	138.652	156.082	0.659	0.397
0.468	0.740	0.086	0.325	0.145	160.749	1797.689	208.495	233.105	0.881	0.508
0.570	0.646	0.075	0.273	0.119	128.726	1595.003	174.163	215.182	0.747	0.428
0.700	0.614	0.071	0.281	0.134	125.025	1446.008	167.463	191.059	0.769	0.444
0.814	0.561	0.078	0.261	0.122	108.848	1281.208	156.463	177.429	0.785	0.433
0.931	0.611	0.073	0.226	0.110	101.872	1189.946	137.705	173.538	0.664	0.381
1.059	0.567	0.069	0.193	0.090	78.460	1000.547	122.711	148.854	0.587	0.354
1.179	0.508	0.061	0.202	0.118	77.236	918.801	114.011	241.203	1.364	0.327
1.294	0.420	0.052	0.154	0.101	81.274	1014.350	119.471	193.989	0.523	0.282
1.399	0.366	0.045	0.131	0.062	62.546	773.285	84.862	134.867	0.436	0.246
1.523	0.343	0.043	0.104	0.061	95.623	746.808	85.338	122.725	0.434	0.250
1.628	0.318	0.043	0.092	0.324	28.218	535.829	61.327	1788.378	0.435	0.217
5.274	2.605	0.266	0.313	0.016		135.901	254.993	1575.656	5.061	1.474
10.433	1.190	0.081	0.064	0.202	171.546	36.212	159.503	1044.737	22.397	1.180
17.976	0.785	0.046	0.169		5.500	5.190	32.979		9.821	0.548

Tabla II.8. Carga de contaminantes en (mg kg⁻¹) excepto NT (g kg⁻¹), para cada intervalo L/S en la columna I.

L/S	TOC	NT	Cu	Ni	Na	Ca	Fe	Cr	Zn	Cd	Fe	K	Mg
0.16	618.35	0.11	0.08	0.09	114.15	84.52	2.18	0.01	0.21	0.01	2.18	100.12	21.52
0.29	1089.21	0.18	0.07	0.15	187.90	150.32	4.40	0.01	0.28	0.01	4.40	167.16	37.60
0.82	1645.01	0.27	0.11	0.23	301.10	236.30	7.34	0.02	0.42	0.01	7.34	268.24	58.47
0.88	911.65	0.15	0.04	0.12	168.93	165.87	4.44	0.02	0.20	0.00	4.44	150.59	31.39
1.64	724.58	0.11	0.02	0.10	115.60	182.44	5.38	0.03	0.10	0.01	5.38	92.96	22.91
3.44	822.26	0.19	0.01	0.14	102.27	342.52	7.44	0.05	0.22	0.01	7.44	104.52	24.73
5.27	767.42	0.09	0.02	0.02	40.10	576.52	6.30	0.04	0.22	0.01	6.30	28.29	21.34
8.55	1303.65	0.02	0.02	0.02	35.69	958.87	9.88	0.06	0.29	0.02	9.88	22.14	21.52

ANEXO III.
INFORMACIÓN
COMPLEMENTARIA
CAPÍTULO 6

Tabla III.1. Medidas de metano y dióxido de carbono en %, en el biogás para los diferentes niveles de la celda.

FECHA	NIVEL 1			NIVEL 2			NIVEL 3				
	CH ₄	CO ₂	SUMA	CH ₄	CO ₂	SUMA	CH ₄	CO ₂	SUMA		
16/06/2014	38.6	61.0	99.6	16/06/2014	30.7	67.2	97.9	16/06/2014		0.0	
25/06/2014	43.5	56.2	99.7	25/06/2014	35.6	64.0	99.6	25/06/2014		0.0	
04/07/2014	51.8	48.0	99.8	04/07/2014	38.8	61.0	99.8	04/07/2014		0.0	
14/07/2014	55.2	43.3	98.5	14/07/2014	41.5	58.2	99.7	14/07/2014		0.0	
21/07/2014	59.6	40.3	99.9	21/07/2014	52.6	47.0	99.6	21/07/2014	49.0	50.3	99.3
30/07/2014	60.0	39.7	99.7	30/07/2014	53.4	45.8	99.2	30/07/2014	48.2	51.6	99.7
14/08/2014	61.1	38.7	99.8	14/08/2014	57.3	42.5	99.8	14/08/2014	52.0	47.7	99.7
29/08/2014	60.3	39.4	99.7	29/08/2014	56.6	41.2	97.8	29/08/2014	52.7	45.3	98.0
19/09/2014	58.6	39.6	98.2	19/09/2014	56.9	41.9	98.8	19/09/2014	54.2	45.6	99.8
07/10/2014	58.0	41.9	99.9	07/10/2014	52.7	40.9	93.6	07/10/2014	54.7	45.2	99.9
10/11/2014	59.4	40.1	99.5	10/11/2014	56.4	43.5	99.9	10/11/2014	54.6	45.3	99.9
25/11/2014	60.4	38.3	98.7	25/11/2014	57.0	42.8	99.8	25/11/2014	54.8	45.1	99.9
23/01/2015	52.8	36.5	89.3	29/12/2014	57.5	42.2	99.7	29/12/2014	55.4	44.3	99.7
10/02/2015	60.2	39.5	99.7	23/01/2015	58.3	40.9	99.2	23/01/2015	54.0	45.1	99.1
23/03/2015	59.6	40.2	99.8	10/02/2015	55.2	43.9	99.1	10/02/2015	55.0	44.7	99.7
27/05/2015	62.2	36.9	99.0	09/03/2015	57.0	40.2	97.2	09/03/2015	56.1	39.4	95.5
09/06/2015	62.4	37.0	99.4	23/03/2015	58.7	40.0	98.7	23/03/2015	58.6	41.3	99.9
18/06/2015	61.9	36.2	98.1	27/05/2015	61.5	37.9	99.4	27/05/2015	55.3	34.3	89.6
07/07/2015	59.5	35.1	94.5	09/06/2015	62.3	37.5	99.8	09/06/2015	61.0	38.4	99.4
27/07/2015	60.5	36.2	96.7	18/06/2015	60.9	37.3	98.1	18/06/2015	62.0	37.7	99.7
06/08/2015	59.3	36.1	95.4	27/07/2015	59.3	37.5	96.8	07/07/2015	60.2	37.3	97.5
01/09/2015	60.4	37.2	97.6	06/08/2015	58.6	37.3	95.8	27/07/2015	61.1	37.9	98.9
16/09/2015	57.3	37.6	94.9	01/09/2015	60.1	37.9	98.0	06/08/2015	59.7	37.1	96.8
01/10/2015	60.7	36.8	97.5	03/11/2015	56.8	36.9	93.7	01/09/2015	61.0	37.8	98.8
16/10/2015	58.3	37.5	95.8	02/12/2015	61.1	38.4	99.5	16/09/2015	59.3	38.1	97.4
03/11/2015	57.8	37.3	95.1					01/10/2015	61.4	37.6	98.9
17/11/2015	54.7	36.7	91.4					03/11/2015	60.7	38.7	99.4
02/12/2015	61.4	38.0	99.4					17/11/2015	56.0	35.6	91.5

Tabla III.2. Medidas de hidrógeno y sulfuro de hidrógeno en ppm, en el biogás para los diferentes niveles de la celda.

	NIVEL 1			NIVEL 2			NIVEL 3		
	SH ₂	H ₂	Fuera rango SH ₂	SH ₂	H ₂	Fuera rango SH ₂	SH ₂	H ₂	
16/06/2014			500	16/06/2014		500	21/07/2014	84	
25/06/2014			500	25/06/2014		500	30/07/2014	131	
04/07/2014			500	04/07/2014		500	14/08/2014	111	
14/07/2014			500	14/07/2014		500	29/08/2014	128	
21/07/2014			500	21/07/2014		500	19/09/2014	70	
30/07/2014			500	30/07/2014		500	07/10/2014	79	
14/08/2014			500	14/08/2014		500	10/11/2014	71	
29/08/2014			500	29/08/2014		500	25/11/2014	68	
19/09/2014			500	19/09/2014		500	29/12/2014	66	
07/10/2014			500	07/10/2014		500	23/01/2015	74	
10/11/2014			500	10/11/2014		500	10/02/2015	60	
25/11/2014			500	25/11/2014		500	09/03/2015	2	
29/12/2014			500	29/12/2014		500	23/03/2015	2	
23/01/2015			500	23/01/2015		500	27/05/2015	9	381
10/02/2015			500	10/02/2015		500	09/06/2015	32	450
23/03/2015			500	09/03/2015		500	18/06/2015	15	425
27/05/2015	2285	33		23/03/2015		500	07/07/2015	25	447
09/06/2015	2276	31		27/05/2015	2105	100	27/07/2015	31	510
18/06/2015	2166	34		09/06/2015	2011	84	06/08/2015	31	469
07/07/2015	2097	34		18/06/2015	1707	101	01/09/2015	35	486
27/07/2015	1957	31		27/07/2015	1834	103	16/09/2015	25	454
06/08/2015	2040	42		06/08/2015	1818	97	01/10/2015	26	382
01/09/2015	1852	32		01/09/2015	1918	89	03/11/2015	22	270
16/09/2015	1692	50		03/11/2015	1707	91	17/11/2015	22	296
01/10/2015	1795	35		02/12/2015	1900	70	02/12/2015	10	223
16/10/2015	1751	33							

Tabla III.3. Concentración en mg L⁻¹ de contaminantes orgánicos, nitrogenados así como de sólidos, medidos en la celda durante el periodo de seguimiento.

Mes	ST	SS	SD	SV	SSV	SDV	DBO ₅ bruta	DBO ₅ solubl e	DQO total	DQO disuelta	COT	NT	N-NH ₄
jun.-14													
jul.-14	64188	6415	57773	34079	3815	30264	19200	12400	79478	72912	24675	5945	5100
ago.-14	55814	7881	47933	26223	4857	21366	18800	16000	51303	46354	12070	4808	4760
sep.-14	13870 6	15540	123166	25988	10380	15608	11200	10400	60074	48755	8885	3852	3852
oct.-14	84252	12320	71932	42340	7960	34380	20400	12400	65988	57222	27395	7618	5550
nov.-14	57730	14180	43550	23144	8680	14464	13600	12400	58089	40123	14415	5400	5400
dic.-14	43456	5250	38206	13440	3275	10165	6000	5200	25721	19748	7786	5600	5600
ene y feb 15	42260	3192	39068	14354	2058	12296	7600	7200	25239	22157	6996	4809	4510
mar.-15	37112	3683	33429	11628	2433	9195	4200	3600	19515	16790	3931	4586	4300
abr.-15	32136	2610	29526	9212	957	8255	2400	200	16488	16342	5401	3198	2850
may.-15	22258	1709	20549	7030	1388	5642	3000	2200	12814	11826	2736	2870	1888
jun.-15	30942	1216	29726	9046	788	8258	900	800	15622	14892	3238	3695	2228
jul.-15	30772	6572	24200	689	440	249	1100	900	14384	12981	3373	3461	2725
ago.-15	30360	1582	28778	6608	1200	5408	1650	700	16302	14877	6333	4031	2443
sep.-15	32410	1527	30883	9480	940	8540	1300	400	10833	9953	5671	4451	2183
oct.-15	28802	2307	26495	9402	1367	8035	900	800	14416	13525	4741	2790	1900
nov.-15	28676	1028	27648	6396	624	5772	850	650	12539	11181	4495	3350	1378
dic.-15	23824	736	23088	5104	480	4624	1150	1000	10882	9943	3373	3478	1473

Tabla III.4. Concentración en mg L⁻¹ de contaminantes inorgánicos, medidos en la celda durante el periodo de seguimiento.

Mes	Na	Sulfatos	Cl-	Ca	Mg	Fe	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Hg
jun.-14														
jul.-14	5692	2179	10883	917	793	27		0.209	0.94	1.34	0.53	1.63		
ago.-14	5971		10339	128	364	29	0.093	0.486	1.18	1.67	0.58	2.74	0.63	0.002
sep.-14	5303	402	12731	182	144	38	0.083	0.920	2.45	2.06	1.45	5.78	0.49	0.005
oct.-14	7043	2096	13675	469	412	40	0.287	0.973	10.42	3.33	1.63	18.58		
nov.-14	6122	835		248	245	34	0.173	1.096	3.40	2.30	0.89	6.50		
dic.-14	5418			62	85	12	0.028	1.180	0.91	1.89	0.25	2.02		
ene y feb 15	5567	88	8800	140	143	13	0.038	1.002	1.99	1.83	0.31	5.08		
mar.-15	4530		8100	45	93	6.9	0.028	0.555	0.75	1.22	0.24	1.88		
abr.-15	3485	500	5600	8.6	68	8.9	0.029	0.500	2.05	1.28	0.14	2.38	0.46	0.002
may.-15	4500	540	7600	43	78	7.7	0.014	0.400	1.60	0.88	0.28	3.20	0.29	0.002
jun.-15	6100	890	8300	15	52	8.1	0.009	0.680	1.20	1.20	0.14	2.50	0.48	0.002
jul.-15	5600	980	7900		40	8.5	0.007	0.750	1.30	1.40	0.11	2.10	0.54	0.001
ago.-15	5600	940	9000		56	9.8	0.009	0.760	1.50	1.40	0.14	2.70	0.50	0.001
sep.-15	4400	910		11	38	6.9	0.004	0.660	0.79	1.10	0.09	1.50	0.38	0.001
oct.-15	1.5	1200	7300			7.3	0.006	0.690	1.30	1.20	0.19	2.50	0.42	0.001
nov.-15	5200	620		14	41	8.7	0.010	0.820	1.50	1.30	0.18	2.90	0.44	0.001

Tabla III.5. Medidas diarias de la temperatura (°C) en los puntos 2 y 4 registradas por las PT-100.

Temperatura							
FECHA	2-1	4-1	FECHA	2-2	2-3	4-2	4-3
16/06/2014	40.1	39.6					
17/06/2014	40.2	39.9					
18/06/2014	40.3	40.4					
19/06/2014	40.5	40.8					
20/06/2014	40.7	41.2					
21/06/2014	40.9	41.5					
22/06/2014	41.1	41.8					
23/06/2014	41.3	42.1					
24/06/2014	41.5	42.3					
25/06/2014	41.6	42.4					
26/06/2014	41.8	42.6					
27/06/2014	42.0	42.8					
28/06/2014	42.2	42.9					
29/06/2014	42.4	43.1					
30/06/2014	42.6	43.3					
01/07/2014	42.7	43.4					
02/07/2014	42.9	43.6					
03/07/2014	43.0	43.8					
04/07/2014	43.1	43.9					
05/07/2014	43.3	44.0					
06/07/2014	43.4	44.1					
07/07/2014	43.5	44.2					
08/07/2014	43.6	44.2					
09/07/2014	43.7	44.2					
10/07/2014	43.8	44.1					
11/07/2014	43.9	44.1					
12/07/2014	44.0	44.1					
13/07/2014	44.1	44.1					
14/07/2014	44.2	44.2					
15/07/2014	44.4	44.2					
16/07/2014	44.5	44.3					
17/07/2014	44.7	44.4					
18/07/2014	44.9	44.4					
19/07/2014	45.1	44.5					
20/07/2014	45.3	44.5					
21/07/2014	45.4	44.6					
22/07/2014	45.6	44.6					
23/07/2014	45.7	44.6					
24/07/2014	45.9	44.7					
25/07/2014	46.0	44.7					
26/07/2014	46.1	44.7					

27/07/2014	46.2	44.8					
28/07/2014	46.2	44.8					
29/07/2014	46.3	44.8					
30/07/2014	46.4	44.8	30/07/2014	51.88	46.18		
31/07/2014	46.4	44.8	31/07/2014	51.54	46.13	50.30	49.77
01/08/2014	46.5	44.9	01/08/2014	51.33	46.06	49.93	49.44
02/08/2014	46.5	44.9	02/08/2014	51.14	45.98	49.45	49.09
03/08/2014	46.6	45.0	03/08/2014		45.94	49.05	48.71
04/08/2014	46.6	45.0	04/08/2014		45.92	48.83	48.51
05/08/2014	46.6	44.9	05/08/2014	50.59	45.75	48.15	47.88
06/08/2014	46.6	44.9	06/08/2014	50.48	45.72	47.93	47.70
07/08/2014	46.6	45.0	07/08/2014	50.34	45.66	47.61	47.39
08/08/2014	46.6	45.0	08/08/2014	50.20	45.61	47.28	47.09
09/08/2014	46.6	45.0	09/08/2014	50.08	45.58	47.03	46.84
10/08/2014	46.7	45.0	10/08/2014	49.93	45.50	46.73	46.57
11/08/2014	46.7	45.0	11/08/2014	49.80	45.43	46.47	46.26
12/08/2014	46.7	45.1	12/08/2014	49.68	45.40	46.20	46.00
13/08/2014	46.7	45.1	13/08/2014	49.57	45.36	45.96	45.81
14/08/2014	46.7	45.1	14/08/2014	49.44	45.33	45.63	45.47
15/08/2014	46.7	45.1	15/08/2014	49.33	45.28	45.41	45.17
16/08/2014	46.7	45.1	16/08/2014	49.21	45.25	45.17	44.91
17/08/2014	46.7	45.2	17/08/2014	49.10	45.22	44.89	44.64
18/08/2014	46.7	45.2	18/08/2014	48.99	45.20	44.65	44.32
19/08/2014	46.7	45.2	19/08/2014	48.88	45.17	44.15	43.96
20/08/2014	46.7	45.3	20/08/2014	48.78	45.13	43.96	43.59
21/08/2014	46.7	45.3	21/08/2014	48.66	45.09	43.49	43.24
22/08/2014	46.7	45.3	22/08/2014	48.56	45.05	43.18	42.95
23/08/2014	46.7	45.3	23/08/2014	48.45	45.01	42.78	42.65
24/08/2014	46.7	45.4	24/08/2014	48.34	44.97	42.49	42.36
25/08/2014	46.7	45.4	25/08/2014	48.22	44.93	42.20	42.09
26/08/2014	46.7	45.4	26/08/2014	48.13	44.90	41.93	41.74
27/08/2014	46.7	45.5	27/08/2014	48.00	44.86	41.70	41.46
28/08/2014	46.7	45.5	28/08/2014	47.91	44.82	41.54	41.25
29/08/2014	46.6	45.5	29/08/2014	47.79	44.78	41.29	41.01
30/08/2014	46.6	45.5	30/08/2014	47.68	44.75	41.16	40.84
31/08/2014	46.6	45.6	31/08/2014	47.57	44.70	41.02	40.69
01/09/2014	46.6	45.6	01/09/2014	47.47	44.67	40.82	40.53
02/09/2014	46.6	45.6	02/09/2014	47.36	44.62	40.61	40.36
03/09/2014	46.6	45.6	03/09/2014	47.25	44.58	40.39	40.19
04/09/2014	46.6	45.7	04/09/2014	47.14	44.54	40.14	39.89
05/09/2014	46.6	45.7	05/09/2014	47.03	44.50	39.96	39.64
06/09/2014	46.6	45.8	06/09/2014	46.91	44.45	39.75	39.50
07/09/2014	46.5	45.8	07/09/2014	46.81	44.41	39.56	39.37
08/09/2014	46.5	45.8	08/09/2014	46.69	44.37	39.43	39.25
09/09/2014	46.5	45.8	09/09/2014	46.59	44.33	39.30	39.15
10/09/2014	46.5	45.9	10/09/2014	46.47	44.29	39.16	39.06

11/09/2014	46.4	45.9	11/09/2014	46.37	44.26	39.01	39.02
12/09/2014	46.4	45.9	12/09/2014	46.26	44.21	38.93	38.96
13/09/2014	46.4	45.9	13/09/2014	46.16	44.17	38.87	38.92
14/09/2014	46.3	45.9	14/09/2014	46.05	44.13	38.80	38.86
15/09/2014	46.3	45.9	15/09/2014	45.94	44.08	38.66	38.73
16/09/2014	46.3	46.0	16/09/2014	45.83	44.04	38.54	38.60
17/09/2014	46.2	46.0	17/09/2014	45.78	44.03	38.40	38.55
24/09/2014	46.0	46.1	24/09/2014	45.03	43.71	37.34	37.97
25/09/2014	46.0	46.1	25/09/2014	44.96	43.67	37.23	37.90
26/09/2014	45.9	46.1	26/09/2014	44.85	43.63	37.06	37.80
27/09/2014	45.9	46.1	27/09/2014	44.75	43.58	36.87	37.67
28/09/2014	45.9	46.2	28/09/2014		43.55	36.63	37.51
29/09/2014	45.9	46.2	29/09/2014		43.52	36.37	37.36
30/09/2014	45.9	46.2	30/09/2014		43.50	36.24	37.27
01/10/2014	45.7	46.1	01/10/2014	44.30	43.39	35.94	36.97
02/10/2014	45.7	46.1	02/10/2014	44.25	43.36	35.83	36.92
03/10/2014	45.6	46.1	03/10/2014	44.15	43.32	35.66	36.82
04/10/2014	45.6	46.2	04/10/2014	44.06	43.29	35.51	36.72
05/10/2014	45.5	46.2	05/10/2014	43.97	43.25	35.33	36.62
06/10/2014	45.5	46.2	06/10/2014	43.88	43.20	35.19	36.52
07/10/2014	45.5	46.2	07/10/2014	43.78	43.16	35.06	36.29
08/10/2014	45.4	46.2	08/10/2014	43.70	43.13	34.86	36.12
09/10/2014	45.4	46.2	09/10/2014	43.61	43.09	34.68	35.99
10/10/2014	45.3	46.2	10/10/2014	43.52	43.04	34.49	35.81
11/10/2014	45.3	46.2	11/10/2014	43.23	42.81	34.11	35.46
12/10/2014	45.3	46.2	12/10/2014	43.35	42.96	34.12	35.46
13/10/2014	45.2	46.2	13/10/2014	43.22	42.89	33.87	35.24
14/10/2014	45.2	46.2	14/10/2014	43.20	42.90	33.78	35.13
21/10/2014	44.9	46.1	21/10/2014	42.54	42.58	32.47	33.71
22/10/2014	44.8	46.1	22/10/2014	42.49	42.57	32.33	33.65
23/10/2014	44.8	46.1	23/10/2014	42.41	42.52	32.19	33.54
24/10/2014	44.8	46.1	24/10/2014	42.33	42.49	32.05	33.43
25/10/2014	44.7	46.1	25/10/2014	42.25	42.44	31.91	33.32
26/10/2014	44.7	46.1	26/10/2014	42.16	42.40	31.76	33.20
03/11/2014	44.3	46.0	03/11/2014	41.47	42.04	30.78	32.72
04/11/2014	44.2	46.0	04/11/2014	41.40	42.00	30.76	32.67
05/11/2014	44.2	46.0	05/11/2014	41.30	41.96	30.64	32.53
06/11/2014	44.1	46.0	06/11/2014	41.21	41.92	30.46	32.47
07/11/2014	44.1	46.0	07/11/2014	41.13	41.88	30.27	32.37
08/11/2014	44.1	45.9	08/11/2014	41.05	41.82	30.09	32.20
09/11/2014	44.0	45.9	09/11/2014	40.97	41.77	29.87	31.99
10/11/2014	44.0	45.9	10/11/2014	40.89	41.72	29.65	31.79
11/11/2014	43.9	45.9	11/11/2014	40.80	41.67	29.45	31.62
12/11/2014	43.9	45.8	12/11/2014	40.71	41.62	29.23	31.34
13/11/2014	43.8	45.8	13/11/2014	40.63	41.57	29.03	31.15
14/11/2014	43.8	45.8	14/11/2014	40.56	41.53	28.85	30.90

15/11/2014	43.8	45.8	15/11/2014	40.48	41.48	28.76	30.70
16/11/2014	43.7	45.8	16/11/2014	40.40	41.43	28.56	30.46
17/11/2014	43.7	45.7	17/11/2014	40.32	41.39	28.36	30.24
18/11/2014	43.6	45.7	18/11/2014	40.24	41.35	28.02	29.93
19/11/2014	43.6	45.7	19/11/2014	40.16	41.31	27.89	29.64
20/11/2014	43.5	45.7	20/11/2014	40.08	41.27	27.62	29.42
21/11/2014	43.5	45.7	21/11/2014	40.00	41.22	27.49	29.30
22/11/2014	43.4	45.7	22/11/2014	39.92	41.19	27.29	29.12
23/11/2014	43.4	45.7	23/11/2014	39.85	41.14	27.23	28.94
24/11/2014	43.3	45.6	24/11/2014	39.78	41.10	27.28	28.77
25/11/2014	43.3	45.6	25/11/2014	39.69	41.06	27.10	28.52
26/11/2014	43.2	45.6	26/11/2014	39.62	41.02	26.94	28.30
27/11/2014	43.2	45.6	27/11/2014	39.54	40.98	26.77	28.19
28/11/2014	43.1	45.6	28/11/2014	39.46	40.92	26.72	28.10
29/11/2014	43.1	45.5	29/11/2014	39.38	40.88	26.60	28.02
30/11/2014	43.1	45.5	30/11/2014	39.30	40.83	26.52	27.89
01/12/2014	43.0	45.5	01/12/2014	39.22	40.80	26.21	27.75
02/12/2014	43.0	45.5	02/12/2014	39.14	40.74	26.71	27.61
03/12/2014	42.9	45.5	03/12/2014	39.06	40.69	26.33	27.45
04/12/2014	42.9	45.4	04/12/2014	38.98	40.65	25.82	27.26
05/12/2014	42.8	45.4	05/12/2014	38.91	40.60	25.63	27.10
06/12/2014	42.8	45.4	06/12/2014	38.83	40.56	25.66	26.94
07/12/2014	42.7	45.4	07/12/2014	38.75	40.52	25.39	26.70
08/12/2014	42.7	45.4	08/12/2014	38.67	40.47	24.75	26.41
09/12/2014	42.6	45.3	09/12/2014	38.59	40.42	24.26	26.08
10/12/2014	42.6	45.3	10/12/2014	38.50	40.38	23.69	25.79
11/12/2014	42.5	45.3	11/12/2014	38.42	40.32	23.15	25.49
12/12/2014	42.5	45.3	12/12/2014	38.34	40.26	22.67	25.28
13/12/2014	42.4	45.2	13/12/2014	38.27	40.22	22.22	25.14
14/12/2014	42.4	45.2	14/12/2014	38.19	40.17	21.93	24.96
15/12/2014	42.3	45.2	15/12/2014	38.11	40.11	21.68	24.89
16/12/2014	42.3	45.1	16/12/2014	38.03	40.06	21.40	24.78
17/12/2014	42.2	45.1	17/12/2014	37.96	40.01	21.13	24.66
18/12/2014	42.1	45.1	18/12/2014	37.88	39.95	20.81	24.54
19/12/2014	42.1	45.0	19/12/2014	37.81	39.90	20.66	24.55
20/12/2014	42.0	45.0	20/12/2014	37.73	39.85	20.37	24.45
21/12/2014	42.0	45.0	21/12/2014	37.66	39.81	20.27	24.36
29/12/2014	41.5	44.7	29/12/2014	36.99	39.35	19.67	23.41
30/12/2014	41.5	44.7	30/12/2014	36.92	39.29	19.60	23.19
31/12/2014	41.5	44.6	31/12/2014	36.84	39.24	19.58	23.01
01/01/2015	41.4	44.6	01/01/2015	36.76	39.20	19.60	22.98
02/01/2015	41.3	44.6	02/01/2015	36.69	39.14	19.61	22.91
03/01/2015	41.3	44.5	03/01/2015	36.61	39.09	19.46	22.81
04/01/2015	41.2	44.5	04/01/2015	36.54	39.03	19.41	22.67
05/01/2015	41.2	44.4	05/01/2015	36.45	38.97	19.34	22.39
06/01/2015	41.1	44.4	06/01/2015	36.38	38.92	19.14	22.18

07/01/2015	41.1	44.4	07/01/2015	36.29	38.86	18.88	22.15
08/01/2015	41.0	44.3	08/01/2015	36.21	38.80	18.70	22.18
09/01/2015	41.0	44.3	09/01/2015	36.14	38.75	18.59	22.28
10/01/2015	40.9	44.2	10/01/2015	36.09	38.69	18.85	22.20
11/01/2015	40.9	44.2	11/01/2015	36.03	38.63	18.84	22.14
12/01/2015	40.8	44.2	12/01/2015	35.95	38.57	18.58	22.12
13/01/2015	40.8	44.1	13/01/2015	35.87	38.52	18.69	22.10
14/01/2015	40.7	44.1	14/01/2015	35.78	38.46	18.92	22.14
15/01/2015	40.7	44.0	15/01/2015	35.70	38.40	19.08	22.09
16/01/2015	40.6	44.0	16/01/2015	35.62	38.33	19.02	22.06
17/01/2015	40.6	43.9	17/01/2015	35.55	38.28	18.67	22.05
18/01/2015	40.5	43.9	18/01/2015	35.46	38.22	18.69	22.01
19/01/2015	40.5	43.9	19/01/2015	35.36	38.14	19.00	21.62
20/01/2015	40.4	43.8	20/01/2015	35.30	38.09	18.88	21.32
21/01/2015	40.4	43.8	21/01/2015	35.22	38.04	18.81	21.24
22/01/2015	40.3	43.8	22/01/2015	35.15	37.99	18.08	21.15
23/01/2015	40.3	43.7	23/01/2015	35.08	37.94	17.71	20.99
24/01/2015	40.2	43.7	24/01/2015	35.00	37.88	17.69	21.02
25/01/2015	40.2	43.6	25/01/2015	34.93	37.83	17.30	20.84
26/01/2015	40.1	43.6	26/01/2015	34.86	37.77	17.20	20.67
27/01/2015	40.1	43.5	27/01/2015	34.79	37.72	17.17	20.52
28/01/2015	40.0	43.5	28/01/2015	34.71	37.65	16.97	20.20
29/01/2015	39.9	43.4	29/01/2015	34.63	37.59	16.72	19.98
30/01/2015	39.9	43.4	30/01/2015	34.56	37.53	16.64	19.88
31/01/2015	39.9	43.4	31/01/2015	34.48	37.47	16.75	19.80
01/02/2015	39.8	43.3	01/02/2015	34.42	37.41	17.12	19.77
02/02/2015	39.7	43.3	02/02/2015	34.35	37.35	16.50	19.62
03/02/2015	39.7	43.2	03/02/2015	34.27	37.30	15.55	19.50
04/02/2015	39.6	43.2	04/02/2015	34.19	37.23	15.35	19.51
05/02/2015	39.6	43.1	05/02/2015	34.11	37.15	14.74	19.37
06/02/2015	39.5	43.1	06/02/2015	34.05	37.11	14.35	19.25
07/02/2015	39.5	43.0	07/02/2015	33.99	37.07	14.03	19.12
08/02/2015	39.4	43.0	08/02/2015	33.93	37.02	13.60	18.97
09/02/2015	39.4	42.9	09/02/2015	33.87	36.98	13.29	18.82
10/02/2015	39.3	42.9	10/02/2015	33.79	36.92	13.05	18.57
11/02/2015	39.2	42.8	11/02/2015	33.72	36.86	13.02	18.48
12/02/2015	39.2	42.8	12/02/2015	33.66	36.81	13.01	18.33
13/02/2015	39.1	42.7	13/02/2015	33.59	36.75	13.01	18.39
14/02/2015	39.1	42.7	14/02/2015	33.52	36.68	13.45	18.34
15/02/2015	39.0	42.6	15/02/2015	33.44	36.62	13.13	18.27
16/02/2015	38.9	42.6	16/02/2015	33.37	36.56	12.82	18.12
17/02/2015	38.9	42.5	17/02/2015	33.33	36.51	12.70	17.95
18/02/2015	38.8	42.4	18/02/2015	33.27	36.45	12.78	18.03
19/02/2015	38.8	42.4	19/02/2015	33.18	36.39	12.67	18.20
20/02/2015	38.7	42.3	20/02/2015	33.11	36.34	13.16	18.30
21/02/2015	38.6	42.3	21/02/2015	33.03	36.27	13.66	18.37

22/02/2015	38.6	42.2	22/02/2015	32.97	36.22	13.26	18.37
23/02/2015	38.5	42.2	23/02/2015	32.89	36.16	12.58	18.34
24/02/2015	38.4	42.1	24/02/2015	32.82	36.12	13.40	17.99
25/02/2015	38.4	42.1	25/02/2015	32.75	36.09	12.35	17.66
26/02/2015	38.3	42.0	26/02/2015	32.68	36.03	12.17	17.64
27/02/2015	38.2	42.0	27/02/2015	32.60	35.96	12.39	17.61
28/02/2015	38.2	41.9	28/02/2015	32.53	35.88	13.23	17.59
01/03/2015	38.1	41.9	01/03/2015	32.45	35.83	12.59	17.58
02/03/2015	38.0	41.8	02/03/2015	32.40	35.76	12.61	17.55
03/03/2015	38.0	41.8	03/03/2015	32.33	35.70	13.01	17.55
04/03/2015	37.9	41.7	04/03/2015	32.27	35.65	12.96	17.58
05/03/2015	37.8	41.6	05/03/2015	32.21	35.60	13.07	17.61
06/03/2015	37.8	41.6	06/03/2015	32.14	35.54	13.22	17.66
07/03/2015	37.7	41.5	07/03/2015	32.08	35.47	13.37	17.74
08/03/2015	37.7	41.5	08/03/2015	32.01	35.43	13.40	17.77
09/03/2015	37.6	41.4	09/03/2015	31.95	35.37	13.60	17.78
10/03/2015	37.6	41.4	10/03/2015	31.88	35.33	13.86	17.81
11/03/2015	37.5	41.3	11/03/2015	31.83	35.27	14.31	17.83
12/03/2015	37.4	41.3	12/03/2015	31.76	35.22	14.13	17.87
13/03/2015	37.4	41.2	13/03/2015	31.70	35.16	14.82	17.87
14/03/2015	37.3	41.1	14/03/2015	31.63	35.10	14.64	17.90
15/03/2015	37.3	41.1	15/03/2015	31.57	35.05	14.53	17.92
16/03/2015	37.2	41.0	16/03/2015	31.51	34.99	14.36	17.96
17/03/2015	37.1	41.0	17/03/2015	31.46	34.96	14.55	18.03
18/03/2015	37.1	40.9	18/03/2015	31.39	34.91	14.84	17.98
19/03/2015	37.0	40.9	19/03/2015	31.32	34.86	15.32	17.94
20/03/2015	37.0	40.8	20/03/2015	31.27	34.80	15.42	17.92
21/03/2015	36.9	40.8	21/03/2015	31.22	34.76	15.01	17.92
22/03/2015	36.9	40.7	22/03/2015	31.16	34.71	14.93	17.94
23/03/2015	36.8	40.6	23/03/2015	31.11	34.64	15.07	17.94
24/03/2015	36.7	40.6	24/03/2015	31.07	34.59	15.09	17.94
25/03/2015	36.7	40.5	25/03/2015	31.02	34.56	15.18	18.01
26/03/2015	36.6	40.5	26/03/2015	30.97	34.51	15.38	17.92
27/03/2015	36.6	40.4	27/03/2015	30.89	34.45	14.55	17.90
28/03/2015	36.5	40.4	28/03/2015	30.86	34.43	14.37	17.88
29/03/2015	36.5	40.3	29/03/2015	30.82	34.37	14.25	17.89
30/03/2015	36.5	40.3	30/03/2015	30.76	34.33	14.52	17.87
31/03/2015	36.4	40.2	31/03/2015	30.71	34.28	14.85	17.86
01/04/2015	36.4	40.2	01/04/2015	30.69	34.24	14.30	17.88
02/04/2015	36.3	40.1	02/04/2015	30.63	34.19	13.83	17.88
03/04/2015	36.3	40.1	03/04/2015	30.58	34.13	13.93	17.88
04/04/2015	36.2	40.0	04/04/2015	30.53	34.08	13.83	17.89
05/04/2015	36.2	39.9	05/04/2015	30.47	34.03	13.86	17.92
06/04/2015	36.1	39.9	06/04/2015	30.44	33.99	13.76	17.96
07/04/2015	36.1	39.8	07/04/2015	30.39	33.95	13.79	17.99
08/04/2015	36.0	39.8	08/04/2015	30.34	33.89	14.00	18.05

09/04/2015	36.0	39.7	09/04/2015	30.29	33.86	14.01	18.11
10/04/2015	35.9	39.7	10/04/2015	30.25	33.81	14.44	18.17
11/04/2015	35.9	39.6	11/04/2015	30.21	33.77	14.50	18.25
12/04/2015	35.9	39.6	12/04/2015	30.17	33.72	14.69	18.34
13/04/2015	35.8	39.5	13/04/2015	30.10	33.68	14.47	18.48
14/04/2015	35.8	39.5	14/04/2015	30.04	33.63	14.58	18.59
15/04/2015	35.7	39.4	15/04/2015	30.02	33.60	14.78	18.74
16/04/2015	35.7	39.4	16/04/2015	29.99	33.56	15.28	18.91
17/04/2015	35.6	39.3	17/04/2015	29.96	33.52	15.34	19.10
18/04/2015	35.6	39.2	18/04/2015	29.91	33.47	15.42	19.30
19/04/2015	35.5	39.2	19/04/2015	29.87	33.44	15.32	19.45
20/04/2015	35.5	39.1	20/04/2015	29.33	33.41	16.67	19.60
21/04/2015	35.4	39.1	21/04/2015	27.46	33.39	17.60	19.71
22/04/2015	35.4	39.0	22/04/2015	27.27	33.35	17.73	19.80
23/04/2015	35.4	39.0	23/04/2015	27.17	33.30	17.97	19.88
24/04/2015	35.3	38.9	24/04/2015	27.05	33.28	18.37	19.94
02/05/2015	35.0	38.6	02/05/2015	26.60	32.98	17.69	20.61
03/05/2015	35.0	38.5	03/05/2015	26.53	32.96	17.32	20.63
04/05/2015	35.0	38.5	04/05/2015	26.49	32.91	17.52	20.68
05/05/2015	34.9	38.4	05/05/2015	26.50	32.89	18.00	20.74
06/05/2015	34.9	38.4	06/05/2015	26.47	32.86	18.39	20.82
07/05/2015	34.9	38.3	07/05/2015	26.41	32.84	18.14	20.88
08/05/2015	34.8	38.3	08/05/2015	26.35	32.81	18.14	20.95
09/05/2015	34.8	38.3	09/05/2015	26.35	32.78	18.23	21.02
10/05/2015	34.8	38.2	10/05/2015	26.29	32.75	18.03	21.07
11/05/2015	34.8	38.2	11/05/2015	26.31	32.73	17.00	21.15
12/05/2015	34.8	38.2	12/05/2015	26.27	32.71	16.46	21.25
13/05/2015	34.7	38.1	13/05/2015	26.24	32.68	16.54	21.36
14/05/2015	34.7	38.1	14/05/2015	26.26	32.66	16.52	21.49
15/05/2015	34.7	38.1	15/05/2015	26.25	32.65	16.33	21.63
16/05/2015	34.7	38.1	16/05/2015	26.18	32.62	16.35	21.73
17/05/2015	34.7	38.1	17/05/2015	26.14	32.59	16.40	21.82
18/05/2015	34.7	38.1	18/05/2015	26.13	32.57	16.48	21.85
26/05/2015	34.5	37.8	26/05/2015	25.94	32.40	16.54	21.59
27/05/2015	34.4	37.7	27/05/2015	25.88	32.39	16.43	21.56
28/05/2015	34.4	37.7	28/05/2015	25.85	32.37	16.54	21.57
29/05/2015	34.4	37.7	29/05/2015	25.84	32.35	16.62	21.60
30/05/2015	34.4	37.6	30/05/2015	25.81	32.32	16.61	21.60
31/05/2015	34.3	37.6	31/05/2015	25.78	32.31	16.59	21.62
01/06/2015	34.3	37.6	01/06/2015	25.81	32.30	16.70	21.67
02/06/2015	34.3	37.5	02/06/2015	25.76	32.28	16.78	21.75
03/06/2015	34.3	37.5	03/06/2015	25.77	32.27	16.93	21.86
04/06/2015	34.2	37.5	04/06/2015	25.71	32.24	17.01	21.97
05/06/2015	34.2	37.4	05/06/2015	25.77	32.24	17.20	22.09
06/06/2015	34.2	37.4	06/06/2015	25.79	32.23	17.35	22.21
07/06/2015	34.2	37.4	07/06/2015	25.72	32.21	17.35	22.32

08/06/2015	34.1	37.3	08/06/2015	25.69	32.19	17.44	22.43
09/06/2015	34.1	37.3	09/06/2015	25.72	32.18	17.59	22.53
10/06/2015	34.1	37.3	10/06/2015	25.73	32.16	17.72	22.63
11/06/2015	34.1	37.2	11/06/2015	25.71	32.15	17.78	22.75
12/06/2015	34.0	37.2	12/06/2015	25.71	32.14	17.87	22.86
13/06/2015	34.0	37.2	13/06/2015	25.69	32.12	17.88	22.96
14/06/2015	34.0	37.1	14/06/2015	25.67	32.11	17.90	23.02
15/06/2015	34.0	37.1	15/06/2015	25.63	32.09	19.01	23.06
16/06/2015	34.0	37.1	16/06/2015	25.67	32.08	18.10	23.07
17/06/2015	33.9	37.0	17/06/2015	25.65	32.07	16.78	23.06
18/06/2015	33.9	37.0	18/06/2015	25.63	32.05	15.63	23.05
19/06/2015	33.9	37.0	19/06/2015	25.64	32.04	14.59	23.06
20/06/2015	33.9	37.0	20/06/2015	25.61	32.02	14.22	23.07
21/06/2015	33.9	36.9	21/06/2015	25.60	32.01	14.11	23.11
22/06/2015	33.8	36.9	22/06/2015	25.57	32.00	13.97	23.18
23/06/2015	33.8	36.9	23/06/2015	25.57	32.00	13.86	23.25
24/06/2015	33.8	36.9	24/06/2015	25.57	31.99	13.97	23.35
25/06/2015	33.8	36.8	25/06/2015	25.54	31.97	14.03	23.47
26/06/2015	33.8	36.8	26/06/2015	25.56	31.97	14.17	23.63
27/06/2015	33.7	36.8	27/06/2015	25.53	31.96	14.30	23.77
28/06/2015	33.7	36.8	28/06/2015	25.52	31.95	14.47	23.96
29/06/2015	33.7	36.7	29/06/2015	26.83	31.93	17.22	24.14
30/06/2015	33.7	36.7	30/06/2015	28.63	31.91	20.23	24.30
01/07/2015	33.6	36.7	01/07/2015	28.63	31.92	19.37	24.47
02/07/2015	33.6	36.6	02/07/2015	28.62	31.92	19.14	24.64
03/07/2015	33.6	36.6	03/07/2015	28.62	31.89	18.61	24.80
04/07/2015	33.6	36.6	04/07/2015	28.63	31.90	17.77	24.97
05/07/2015	33.6	36.6	05/07/2015	28.63	31.90	17.54	25.12
06/07/2015	33.6	36.6	06/07/2015	28.62	31.88	16.57	25.23
07/07/2015	33.5	36.5	07/07/2015	28.61	31.88	16.30	25.36
08/07/2015	33.5	36.5	08/07/2015	28.62	31.87	16.45	25.45
09/07/2015	33.5	36.5	09/07/2015	28.61	31.86	16.49	25.53
10/07/2015	33.5	36.5	10/07/2015	28.61	31.86	16.49	25.61
11/07/2015	33.5	36.4	11/07/2015	28.61	31.86	16.52	25.67
12/07/2015	33.5	36.4	12/07/2015	28.61	31.85	16.55	25.73
13/07/2015	33.4	36.4	13/07/2015	28.61	31.85	16.50	25.78
14/07/2015	33.4	36.4	14/07/2015	28.61	31.85	16.48	25.85
15/07/2015	33.4	36.4	15/07/2015	28.61	31.84	16.53	25.91
16/07/2015	33.4	36.3	16/07/2015	28.61	31.84	16.55	25.98
17/07/2015	33.4	36.3	17/07/2015	28.61	31.84	16.73	26.08
18/07/2015	33.4	36.3	18/07/2015	28.62	31.84	17.06	26.19
19/07/2015	33.4	36.3	19/07/2015	28.62	31.84	17.10	26.30
20/07/2015	33.4	36.3	20/07/2015	28.63	31.84	17.30	26.41
21/07/2015	33.3	36.3	21/07/2015	28.64	31.83	17.61	26.53
22/07/2015	33.3	36.2	22/07/2015	28.69	31.85	17.79	26.70
23/07/2015	33.4	36.3	23/07/2015	28.67	31.84	17.77	26.86

24/07/2015	33.4	36.3	24/07/2015	28.68	31.85	17.83	26.99
25/07/2015	33.4	36.3	25/07/2015	28.69	31.85	17.89	27.07
26/07/2015	33.4	36.3	26/07/2015	28.68	31.85	17.82	27.12
27/07/2015	33.4	36.3	27/07/2015	28.69	31.86	17.87	27.14
28/07/2015	33.4	36.3	28/07/2015	28.70	31.85	17.78	27.12
29/07/2015	33.3	36.2	29/07/2015	28.70	31.85	17.86	27.09
30/07/2015	33.3	36.2	30/07/2015	28.72	31.86	17.82	27.05
31/07/2015	33.3	36.2	31/07/2015	28.73	31.88	17.83	27.02
01/08/2015	33.3	36.2	01/08/2015	28.73	31.88	17.68	26.97
02/08/2015	33.3	36.2	02/08/2015	28.73	31.87	17.08	26.88
03/08/2015	33.3	36.2	03/08/2015	28.77	31.90	16.73	26.79
04/08/2015	33.3	36.2	04/08/2015	28.78	31.91	16.74	26.69
05/08/2015	33.3	36.2	05/08/2015	28.79	31.92	16.64	26.58
06/08/2015	33.2	36.1	06/08/2015	28.80	31.92	16.72	26.53
14/08/2015	33.2	36.1	14/08/2015	29.05	32.11	16.65	26.30
15/08/2015	33.2	36.1	15/08/2015	29.07	32.12	16.59	26.29
16/08/2015	33.2	36.1	16/08/2015	29.00	32.04	16.52	26.20
17/08/2015	33.2	36.1	17/08/2015	28.98	32.02	16.41	26.15
18/08/2015	33.2	36.1	18/08/2015	28.98	32.04	16.39	26.13
19/08/2015	33.2	36.1	19/08/2015	28.99	32.03	16.33	26.08
20/08/2015	33.1	36.1	20/08/2015	29.00	32.04	16.32	26.03
21/08/2015	33.1	36.0	21/08/2015	29.00	32.06	16.36	26.00
22/08/2015	33.1	36.0	22/08/2015	29.01	32.07	16.42	25.99
23/08/2015	33.1	36.0	23/08/2015	29.01	32.07	16.49	25.99
24/08/2015	33.1	36.0	24/08/2015	29.01	32.04	16.41	26.02
31/08/2015	33.1	36.0	31/08/2015	29.06	32.08	17.13	26.20
01/09/2015	33.1	36.0	01/09/2015	29.05	32.07	17.16	26.22
02/09/2015	33.1	36.0	02/09/2015	29.07	32.09	17.08	26.30
03/09/2015	33.1	36.0	03/09/2015	29.09	32.09	17.13	26.37
04/09/2015	33.1	36.0	04/09/2015	29.09	32.09	17.08	26.41
05/09/2015	33.0	36.0	05/09/2015	29.09	32.09	16.94	26.39
06/09/2015	33.0	36.0	06/09/2015	29.11	32.09	16.56	26.33
07/09/2015	33.0	36.0	07/09/2015	29.12	32.10	16.38	26.27
08/09/2015	33.0	36.0	08/09/2015	29.12	32.08	16.18	26.17
09/09/2015	33.0	36.0	09/09/2015	29.12	32.10	16.01	26.08
10/09/2015	33.0	36.0	10/09/2015	29.13	32.09	15.94	25.99
11/09/2015	33.0	36.0	11/09/2015	29.14	32.08	15.86	25.91
12/09/2015	33.0	36.0	12/09/2015	29.15	32.09	15.85	25.85
13/09/2015	33.0	36.0	13/09/2015	29.15	32.08	15.77	25.79
21/09/2015	33.0	36.0	21/09/2015	29.44	32.40	13.41	25.64
22/09/2015	33.0	35.9	22/09/2015	29.31	32.25	13.50	25.43
23/09/2015	33.0	36.0	23/09/2015	29.18	32.11	13.35	25.23
24/09/2015	33.0	36.0	24/09/2015	29.49	32.43	13.54	25.51
25/09/2015	33.0	36.0	25/09/2015	29.37	32.34	13.34	25.36
26/09/2015	33.0	36.0	26/09/2015	29.51	32.47	13.37	25.41
27/09/2015	32.9	36.0	27/09/2015	29.52	32.49	13.38	25.39

28/09/2015	32.9	36.0	28/09/2015	29.16	32.13	12.77	24.95
29/09/2015	32.9	36.0	29/09/2015	29.97	32.93	13.66	25.74
30/09/2015	32.9	36.0	30/09/2015	29.34	32.31	12.99	25.06
01/10/2015	32.9	36.0	01/10/2015	29.19	32.15	12.81	24.88
02/10/2015	32.9	36.0	02/10/2015	29.17	32.14	12.81	24.83
03/10/2015	32.9	36.0	03/10/2015	29.26	32.19	12.36	24.84
04/10/2015	32.9	36.0					
05/10/2015	32.9	36.0	05/10/2015	29.39	32.34	12.04	24.86
06/10/2015	32.9	36.0	06/10/2015	29.61	32.56	12.41	25.03
07/10/2015	32.9	36.0	07/10/2015	30.22	33.09	13.06	25.45
08/10/2015	32.9	36.0	08/10/2015	29.34	32.28	12.11	24.62
09/10/2015	32.9	35.9	09/10/2015	29.47	32.42	12.20	24.69
10/10/2015	32.9	35.9	10/10/2015	29.28	32.20	11.45	24.37
11/10/2015	32.9	35.9	11/10/2015	29.40	32.35	11.72	24.45
12/10/2015	32.8	35.9	12/10/2015	29.24	32.19	11.67	24.20
13/10/2015	32.8	35.9	13/10/2015	29.26	32.19	11.65	24.18
14/10/2015	32.8	35.9	14/10/2015	30.00	32.94	12.37	24.88
15/10/2015	32.8	35.9	15/10/2015	29.52	32.49	11.10	24.37
16/10/2015	32.8	35.9	16/10/2015	29.08	32.04	10.60	23.89
17/10/2015	32.8	35.9	17/10/2015				
18/10/2015	32.8	35.9	18/10/2015	29.22	32.18	10.33	23.91
19/10/2015	32.8	35.9					
20/10/2015	32.8	35.9					
21/10/2015	32.8	35.9					
22/10/2015	32.8	35.9	22/10/2015	29.30	32.24	9.98	23.40
23/10/2015	32.8	35.9	23/10/2015	29.06	31.99	9.75	23.12
24/10/2015	32.8	35.9	24/10/2015	29.08	32.02	9.69	23.08
25/10/2015	32.8	35.9	25/10/2015	29.02	31.95	9.56	22.95
26/10/2015	32.8	35.9	26/10/2015	29.06	31.99	9.46	22.92
27/10/2015	32.7	35.8	27/10/2015	29.21	32.15	9.63	23.04
28/10/2015	32.7	35.8	28/10/2015	29.05	31.99	9.32	22.83
29/10/2015	32.7	35.8	29/10/2015	29.08	32.02	9.48	22.84
30/10/2015	32.7	35.8					
31/10/2015	32.7	35.8					
01/11/2015	32.7	35.8					
02/11/2015	32.7	35.8	02/11/2015	29.12	32.04	9.45	22.79
03/11/2015	32.7	35.8	03/11/2015	29.04	31.97	9.42	22.70
04/11/2015	32.7	35.8	04/11/2015	28.99	31.92	9.36	22.65
05/11/2015	32.7	35.7	05/11/2015	29.11	32.04	9.43	22.75
06/11/2015	32.7	35.7	06/11/2015	29.01	31.95	9.32	22.62
07/11/2015	32.6	35.7	07/11/2015	29.49	32.43	9.81	23.06
08/11/2015	32.6	35.7	08/11/2015	29.23	32.11	9.16	22.74
09/11/2015	32.6	35.7	09/11/2015	28.90	31.79	9.25	22.42
10/11/2015	32.6	35.7	10/11/2015	29.02	31.91	9.43	22.54
11/11/2015	32.6	35.7					
12/11/2015	32.6	35.6	12/11/2015	28.89	31.77	9.10	22.43

13/11/2015	32.6	35.6					
14/11/2015	32.6	35.6					
15/11/2015	32.6	35.6	15/11/2015	28.95	31.84	9.17	22.53
16/11/2015	32.6	35.6	16/11/2015	28.86	31.74	8.99	22.45
17/11/2015	32.5	35.6	17/11/2015	28.81	31.68	12.87	22.37
18/11/2015	32.5	35.5	18/11/2015	28.78	31.65	11.33	22.33
19/11/2015	32.5	35.5	19/11/2015	28.78	31.65	11.30	22.31
20/11/2015	32.5	35.5	20/11/2015	28.91	31.76	11.43	22.41
21/11/2015	32.5	35.5	21/11/2015	28.77	31.61	11.50	22.23
22/11/2015	32.4	35.5	22/11/2015	28.66	31.52	10.61	22.12
23/11/2015	32.4	35.5	23/11/2015	28.54	31.50	7.44	22.00
24/11/2015	32.4	35.4	24/11/2015	28.53	31.49	6.44	21.85
25/11/2015	32.4	35.4	25/11/2015	28.52	31.47	6.21	21.73
26/11/2015	32.4	35.4	26/11/2015	28.48	31.45	6.03	21.58
27/11/2015	32.4	35.4	27/11/2015	28.47	31.43	5.87	21.43
28/11/2015	32.4	35.4	28/11/2015	28.44	31.40	5.76	21.29
29/11/2015	32.4	35.4	29/11/2015	28.47	31.42	5.70	21.20
30/11/2015	32.4	35.4	30/11/2015	28.45	31.39	5.57	21.07
01/12/2015	32.3	35.4	01/12/2015	28.41	31.35	5.49	20.93
02/12/2015	32.3	35.4	02/12/2015	28.38	31.36	5.36	20.80
03/12/2015	32.3	35.3	03/12/2015	28.42	31.41	5.26	20.74
04/12/2015	32.3	35.3	04/12/2015	28.37	31.36	5.14	20.57
05/12/2015	32.3	35.3	05/12/2015	28.39	31.39	4.86	20.43
06/12/2015	32.3	35.3	06/12/2015	28.47	31.47	4.83	20.41
07/12/2015	32.3	35.3	07/12/2015	29.04	31.98	5.53	20.87
08/12/2015	32.3	35.3	08/12/2015	28.79	31.74	5.31	20.56
09/12/2015	32.2	35.2					
10/12/2015	32.2	35.2	10/12/2015	29.51	32.55	6.11	21.25
11/12/2015	32.2	35.2	11/12/2015	29.05	32.12	5.55	20.67
12/12/2015	32.2	35.2	12/12/2015	29.04	32.13	5.62	20.65
13/12/2015	32.2	35.2	13/12/2015	28.17	31.30	4.65	19.78
14/12/2015	32.2	35.2	14/12/2015	28.30	31.46	4.48	19.87
15/12/2015	32.2	35.2					
16/12/2015	32.1	35.1	16/12/2015	28.11	31.25	4.35	19.54

Tabla III.6. Medidas diarias de la acumulación de agua en los piezómetros en unidades digitales propias así como de la temperatura en los cuatro puntos de la base.

Fecha	PZ 1.1	Tª 1.1. (°C)	PZ 2.1	Tª 2.1. (°C)	PZ 3.1	Tª 3.1. (°C)	PZ 4.1	Tª 4.1. (°C)
15/04/2014		13.21	8455	13.58	9083	13.64	9050	13.55
16/04/2014	5542	13.49	8817	13.57	3540	13.39	8685	13.58
17/04/2014	9081	13.78	9047	13.68		13.33	8453	13.72
18/04/2014	9081	13.77	9048	13.67		13.32	8453	13.71
19/04/2014	9081	13.90	9048	13.81		13.45	8453	13.84
20/04/2014	9082	13.84	9048	13.74		13.41	8453	13.77
21/04/2014	9083	13.16	9050	13.06		12.75	8455	13.09
22/04/2014	9083	12.71	9051	12.60		12.34	8454	12.63
24/04/2014	8722	21.63	9194	15.41	9284	21.72	8340	21.95
25/04/2014	8685	8.81	9209	8.53	9236	8.93	8303	8.65
03/05/2014	8706	30.74	9197	15.31	9235	15.45	8339	24.58
04/05/2014	8728	31.47	9191	15.98	9230	16.19	8393	38.16
05/05/2014	8733	32.75	9189	16.28	9226	16.59	8439	46.63
16/06/2014	8679	41.95	9223	40.06	9445	59.69	8214	39.60
17/06/2014	8682	42.01	9225	40.16	9443	59.73	8214	39.91
18/06/2014	8685	42.10	9228	40.34	9440	59.76	8214	40.37
19/06/2014	8689	42.19	9230	40.51	9434	59.76	8216	40.77
20/06/2014	8697	42.30	9235	40.71	9432	59.79	8221	41.18
21/06/2014	8697	42.39	9232	40.88	9427	59.84	8222	41.51
22/06/2014	8696	42.49	9225	41.07	9420	60.02	8220	41.83
23/06/2014	8694	42.60	9218	41.26	9413	60.17	8218	42.07
24/06/2014	8700	42.72	9216	41.45	9408	60.20	8218	42.26
25/06/2014	8704	42.85	9212	41.64	9404	60.28	8219	42.44
26/06/2014	8705	42.96	9204	41.82	9400	60.33	8218	42.61
27/06/2014	8704	43.09	9205	42.01	9392	60.26	8218	42.78
28/06/2014	8712	43.20	9204	42.19	9391	60.18	8220	42.95
29/06/2014	8706	43.32	9194	42.37	9380	60.24	8214	43.11
30/06/2014	8708	43.43	9188	42.56	9372	60.28	8214	43.27
01/07/2014	8714	43.52	9194	42.73	9378	60.13	8221	43.43
02/07/2014	8710	43.63	9183	42.89	9366	59.98	8218	43.63
03/07/2014	8708	43.74	9179	43.03	9348	59.85	8215	43.80
04/07/2014	8714	43.83	9185	43.15	9343	59.77	8217	43.91
05/07/2014	8718	43.91	9184	43.27	9343	59.71	8220	44.03
06/07/2014	8722	44.01	9184	43.38	9339	59.65	8220	44.10
07/07/2014	8715	44.13	9174	43.49	9331	59.58	8214	44.16
08/07/2014	8713	44.23	9174	43.61	9329	59.47	8209	44.18
09/07/2014	8709	44.35	9170	43.75	9327	59.42	8205	44.18
10/07/2014	8709	44.47	9167	43.84	9324	59.54	8203	44.15
11/07/2014	8713	44.58	9167	43.92	9322	59.86	8203	44.11
12/07/2014	8716	44.71	9171	44.01	9316	60.44	8204	44.09
13/07/2014	8720	44.84	9171	44.10	9310	61.00	8203	44.11
14/07/2014	8722	44.97	9168	44.22	9319	61.56	8204	44.16

15/07/2014	8722	45.09	9166	44.37	9315	62.21	8204	44.22
16/07/2014	8725	45.21	9168	44.54	9323	62.80	8207	44.29
17/07/2014	8733	45.32	9172	44.73	9331	63.26	8213	44.36
18/07/2014	8734	45.42	9173	44.92	9330	63.70	8215	44.43
19/07/2014	8739	45.53	9177	45.10	9336	64.14	8221	44.49
20/07/2014	8730	45.63	9167	45.28	9326	64.59	8217	44.53
21/07/2014	8723	45.71	9158	45.42	9325	65.01	8213	44.56
22/07/2014	8728	45.79	9160	45.57	9321	65.11	8215	44.59
23/07/2014	8735	45.86	9167	45.72	9322	64.70	8221	44.62
24/07/2014	8736	45.92	9167	45.85	9311	63.78	8222	44.66
25/07/2014	8735	45.98	9168	45.97	9302	63.13	8222	44.70
26/07/2014	8730	46.04	9160	46.08	9292	62.59	8220	44.74
27/07/2014	8729	46.09	9158	46.17	9283	62.19	8216	44.77
28/07/2014	8732	46.12	9157	46.24	9275	61.78	8219	44.78
29/07/2014	8730	46.15	9159	46.31	9268	61.39	8219	44.81
30/07/2014	8732	46.18	9156	46.37	9261	61.06	8219	44.83
31/07/2014	8737	46.19	9161	46.43	9253	60.76	8221	44.85
01/08/2014	8742	46.21	9163	46.47	9247	60.45	8229	44.86
02/08/2014	8741	46.23	9161	46.51	9242	60.08	8235	44.89
03/08/2014	8747	46.30	9165	46.61	9239	59.76	8234	44.96
04/08/2014		70.11		67.99		68.46		61.84
05/08/2014	8732	64.06	9153	62.02	9230	65.76	8226	57.45
06/08/2014	8732	46.25	9153	46.59	9229	58.81	8229	44.93
07/08/2014	8739	46.25	9150	46.61	9227	58.51	8234	44.95
08/08/2014	8745	46.26	9157	46.63	9228	58.16	8239	44.97
09/08/2014	8745	46.26	9157	46.64	9229	57.87	8243	44.99
10/08/2014	8748	46.26	9160	46.66	9227	57.60	8244	45.02
11/08/2014	8741	46.26	9152	46.67	9216	57.36	8238	45.03
12/08/2014	8746	46.26	9151	46.68	9218	57.19	8240	45.06
13/08/2014	8745	46.26	9150	46.68	9215	56.97	8240	45.08
14/08/2014	8744	46.25	9147	46.68	9208	56.73	8238	45.10
15/08/2014	8730	46.24	9144	46.67	9204	56.53	8239	45.12
16/08/2014	8738	46.24	9142	46.68	9198	56.35	8242	45.15
17/08/2014	8745	46.24	9148	46.69	9204	56.25	8245	45.18
18/08/2014	8751	46.23	9154	46.68	9209	56.16	8253	45.21
19/08/2014	8751	46.25	9152	46.69	9207	56.03	8256	45.24
20/08/2014	8747	46.25	9150	46.69	9202	55.84	8259	45.26
21/08/2014	8747	46.28	9149	46.70	9202	55.73	8259	45.30
22/08/2014	8749	46.30	9148	46.70	9202	55.63	8259	45.32
23/08/2014	8748	46.34	9147	46.69	9198	55.53	8258	45.35
24/08/2014	8755	46.38	9147	46.69	9199	55.42	8258	45.38
25/08/2014	8757	46.41	9150	46.68	9204	55.35	8258	45.41
26/08/2014	8761	46.43	9157	46.67	9207	55.22	8259	45.43
27/08/2014	8760	46.47	9153	46.67	9203	55.10	8259	45.46
28/08/2014	8761	46.49	9151	46.65	9201	55.01	8259	45.48
29/08/2014	8759	46.53	9148	46.64	9196	54.94	8259	45.52

30/08/2014	8754	46.55	9147	46.63	9196	54.86	8259	45.54
31/08/2014	8758	46.58	9146	46.62	9197	54.79	8259	45.57
01/09/2014	8764	46.60	9146	46.60	9198	54.77	8268	45.60
02/09/2014	8770	46.61	9149	46.59	9197	54.79	8275	45.62
03/09/2014	8772	46.62	9156	46.57	9194	54.76	8284	45.65
04/09/2014	8774	46.67	9153	46.58	9190	54.71	8284	45.71
05/09/2014	8772	46.70	9152	46.58	9186	54.63	8282	45.75
06/09/2014	8779	46.70	9158	46.56	9198	54.53	8281	45.77
07/09/2014	8782	46.70	9159	46.54	9198	54.42	8281	45.79
08/09/2014	8777	46.71	9157	46.51	9193	54.36	8280	45.81
09/09/2014	8777	46.71	9154	46.48	9189	54.30	8280	45.83
10/09/2014	8782	46.71	9155	46.45	9188	54.27	8286	45.85
11/09/2014	8787	46.70	9155	46.42	9202	54.19	8294	45.87
12/09/2014	8780	46.71	9154	46.39	9200	54.12	8297	45.89
13/09/2014	8774	46.71	9153	46.36	9197	54.03	8294	45.91
14/09/2014	8788	46.71	9154	46.32	9194	53.97	8290	45.93
15/09/2014	8792	46.71	9156	46.30	9193	53.93	8289	45.95
16/09/2014	8794	46.70	9159	46.26	9202	53.86	8303	45.97
17/09/2014	8792	46.70	9161	46.24	9207	53.81	8301	45.97
24/09/2014	8789	46.64	9151	45.98	9204	53.32	8298	46.09
25/09/2014	8785	46.63	9149	45.95	9202	53.37	8298	46.10
26/09/2014	8779	46.63	9148	45.92	9203	53.48	8300	46.12
27/09/2014	8782	46.62	9148	45.90	9204	53.73	8301	46.14
28/09/2014	8786	46.63	9148	45.88	9204	53.75	8302	46.17
29/09/2014		46.67		45.89		53.69		46.22
30/09/2014		72.94		69.31		67.11		63.25
01/10/2014	8779	53.52	9143	51.81	9204	55.43	8307	49.96
02/10/2014	8790	46.51	9142	45.66	9203	53.97	8308	46.14
03/10/2014	8795	46.49	9143	45.62	9202	54.18	8310	46.15
04/10/2014	8798	46.47	9145	45.58	9215	54.10	8313	46.15
05/10/2014	8805	46.45	9145	45.54	9218	54.03	8316	46.16
06/10/2014	8825	46.44	9156	45.50	9217	54.14	8326	46.16
07/10/2014	8827	46.42	9159	45.46	9217	53.97	8333	46.17
08/10/2014	8833	46.39	9163	45.42	9235	53.81	8333	46.17
09/10/2014	8838	46.37	9163	45.37	9235	53.70	8334	46.17
10/10/2014	8831	46.35	9160	45.34	9233	53.62	8336	46.17
11/10/2014	8828	46.33	9160	45.30	9232	53.57	8338	46.17
12/10/2014	8842	46.30	9164	45.25	9232	53.50	8340	46.17
13/10/2014	8843	46.28	9163	45.22	9231	53.41	8342	46.17
14/10/2014	8841	46.26	9163	45.19	9230	53.51	8344	46.17
21/10/2014	8823	46.05	9150	44.86	9213	52.96	8348	46.14
22/10/2014	8821	46.03	9149	44.83	9212	53.20	8348	46.14
23/10/2014	8830	46.01	9151	44.79	9222	53.65	8354	46.14
24/10/2014	8837	45.98	9154	44.75	9225	53.64	8360	46.13
25/10/2014	8843	45.95	9154	44.72	9224	53.48	8362	46.13
26/10/2014	8841	45.92	9154	44.66	9223	53.71	8364	46.12

03/11/2014	8866	45.67	9171	44.30	9245	54.14	8385	46.03
04/11/2014	8872	45.63	9176	44.25	9253	54.18	8386	46.00
05/11/2014	8865	45.57	9172	44.19	9248	54.53	8388	45.96
06/11/2014	8859	45.55	9168	44.15	9243	54.55	8390	45.96
07/11/2014	8856	45.52	9169	44.11	9245	54.26	8391	45.96
08/11/2014	8853	45.48	9169	44.06	9245	54.01	8392	45.94
09/11/2014	8852	45.45	9170	44.01	9246	53.74	8395	45.93
10/11/2014	8849	45.42	9170	43.97	9247	53.60	8396	45.90
11/11/2014	8851	45.37	9176	43.92	9249	53.41	8399	45.87
12/11/2014	8848	45.33	9175	43.87	9249	53.22	8401	45.84
13/11/2014	8845	45.29	9174	43.84	9249	53.18	8402	45.81
14/11/2014	8844	45.26	9176	43.81	9249	53.12	8405	45.80
15/11/2014	8842	45.22	9175	43.76	9248	53.15	8407	45.78
16/11/2014	8839	45.18	9175	43.72	9246	53.21	8409	45.76
17/11/2014	8836	45.15	9174	43.68	9245	53.24	8409	45.75
18/11/2014	8833	45.11	9174	43.62	9245	53.18	8410	45.73
19/11/2014	8831	45.06	9173	43.57	9243	53.17	8409	45.71
20/11/2014	8828	45.03	9172	43.53	9242	53.42	8409	45.70
21/11/2014	8826	44.99	9172	43.48	9240	53.37	8410	45.68
22/11/2014	8825	44.95	9172	43.43	9240	53.12	8414	45.66
23/11/2014	8823	44.92	9173	43.39	9240	52.98	8416	45.65
24/11/2014	8819	44.88	9170	43.34	9239	53.02	8411	45.63
25/11/2014	8817	44.85	9169	43.30	9237	53.00	8412	45.61
26/11/2014	8816	44.81	9171	43.25	9237	52.98	8418	45.60
27/11/2014	8819	44.77	9179	43.20	9244	52.98	8431	45.58
28/11/2014	8826	44.73	9189	43.14	9264	53.00	8438	45.55
29/11/2014	8825	44.69	9186	43.10	9254	53.30	8437	45.53
30/11/2014	8821	44.65	9182	43.05	9246	53.27	8433	45.52
01/12/2014	8816	44.62	9179	43.01	9236	53.15	8429	45.50
02/12/2014	8812	44.58	9176	42.97	9229	53.11	8426	45.47
03/12/2014	8808	44.54	9175	42.92	9229	53.42	8426	45.45
04/12/2014	8808	44.50	9176	42.87	9236	53.74	8429	45.43
05/12/2014	8803	44.47	9173	42.83	9236	53.89	8422	45.41
06/12/2014	8795	44.43	9167	42.78	9233	53.84	8410	45.40
07/12/2014	8791	44.40	9165	42.74	9232	53.81	8406	45.38
08/12/2014	8787	44.36	9165	42.69	9232	53.56	8407	45.36
09/12/2014	8783	44.32	9163	42.64	9230	53.28	8404	45.34
10/12/2014	8781	44.29	9162	42.59	9230	53.14	8405	45.32
11/12/2014	8780	44.25	9163	42.54	9232	52.92	8409	45.29
12/12/2014	8784	44.21	9169	42.48	9235	52.73	8423	45.25
13/12/2014	8788	44.16	9175	42.42	9236	52.54	8433	45.22
14/12/2014	8787	44.12	9174	42.36	9236	52.42	8429	45.19
15/12/2014	8783	44.08	9171	42.30	9235	52.45	8425	45.16
16/12/2014	8783	44.04	9172	42.25	9234	52.47	8427	45.14
17/12/2014	8779	44.01	9171	42.21	9233	52.36	8423	45.11
18/12/2014	8775	43.97	9168	42.15	9232	52.04	8418	45.08

19/12/2014	8773	43.92	9167	42.10	9227	51.76	8416	45.05
20/12/2014	8770	43.88	9166	42.04	9223	51.75	8414	45.02
21/12/2014	8769	43.87	9166	42.00	9221	51.75	8414	45.00
29/12/2014	8760	43.55	9175	41.55	9236	53.05	8424	44.71
30/12/2014	8757	43.51	9173	41.50	9233	53.69	8420	44.67
31/12/2014	8758	43.47	9176	41.45	9233	54.37	8426	44.64
01/01/2015	8756	43.43	9176	41.40	9236	54.65	8425	44.60
02/01/2015	8754	43.39	9174	41.35	9232	54.81	8425	44.57
03/01/2015	8753	43.35	9175	41.30	9243	54.94	8426	44.53
04/01/2015	8752	43.31	9175	41.25	9246	55.14	8426	44.49
05/01/2015	8755	43.26	9179	41.19	9256	55.47	8434	44.45
06/01/2015	8756	43.21	9179	41.13	9273	56.05	8437	44.40
07/01/2015	8754	43.17	9178	41.08	9277	56.56	8435	44.36
08/01/2015	8751	43.12	9177	41.03	9276	57.12	8431	44.31
09/01/2015	8747	43.08	9173	40.98	9277	57.52	8426	44.28
10/01/2015	8747	43.04	9175	40.93	9284	57.75	8428	44.24
11/01/2015	8749	43.00	9176	40.87	9293	58.11	8432	44.20
12/01/2015	8751	42.96	9175	40.83	9303	58.45	8434	44.17
13/01/2015	8755	42.92	9175	40.77	9319	58.32	8435	44.12
14/01/2015	8756	42.87	9175	40.72	9316	58.38	8435	44.08
15/01/2015	8760	42.83	9179	40.67	9326	58.39	8435	44.03
16/01/2015	8763	42.78	9182	40.62	9324	58.28	8435	43.98
17/01/2015	8760	42.74	9178	40.56	9320	58.55	8434	43.94
18/01/2015	8762	42.69	9181	40.51	9319	58.58	8435	43.90
19/01/2015	8763	42.65	9182	40.45	9318	58.62	8435	43.86
20/01/2015	8763	42.60	9182	40.40	9315	58.80	8434	43.83
21/01/2015	8765	42.56	9184	40.35	9314	58.90	8435	43.81
22/01/2015	8764	42.51	9183	40.30	9314	58.36	8435	43.77
23/01/2015	8757	42.47	9177	40.25	9296	57.42	8434	43.73
24/01/2015	8752	42.42	9174	40.20	9283	57.18	8434	43.68
25/01/2015	8748	42.37	9171	40.15	9279	57.35	8432	43.63
26/01/2015	8747	42.33	9170	40.10	9282	57.70	8432	43.59
27/01/2015	8746	42.28	9171	40.05	9286	57.99	8433	43.54
28/01/2015	8748	42.24	9172	40.00	9289	58.12	8434	43.49
29/01/2015	8755	42.19	9180	39.95	9285	57.94	8435	43.45
30/01/2015	8762	42.14	9189	39.90	9294	57.62	8454	43.40
31/01/2015	8767	42.10	9194	39.85	9307	55.90	8453	43.35
01/02/2015	8762	42.05	9188	39.80	9265	53.90	8448	43.31
02/02/2015	8759	42.00	9187	39.75	9254	53.04	8446	43.26
03/02/2015	8763	41.96	9190	39.69	9252	52.51	8447	43.22
04/02/2015	8760	41.91	9188	39.64	9236	52.39	8445	43.17
05/02/2015	8752	41.87	9182	39.59	9224	52.68	8436	43.12
06/02/2015	8752	41.82	9182	39.54	9229	52.83	8435	43.07
07/02/2015	8749	41.78	9180	39.48	9225	53.24	8433	43.02
08/02/2015	8743	41.73	9176	39.43	9218	53.82	8425	42.98
09/02/2015	8740	41.69	9176	39.37	9223	54.46	8422	42.93

10/02/2015	8741	41.63	9177	39.31	9225	55.33	8426	42.87
11/02/2015	8743	41.57	9178	39.24	9238	56.00	8430	42.82
12/02/2015	8744	41.53	9179	39.18	9248	56.37	8432	42.76
13/02/2015	8745	41.48	9180	39.13	9250	56.57	8434	42.72
14/02/2015	8746	41.43	9180	39.07	9260	56.56	8437	42.66
15/02/2015	8747	41.39	9185	39.01	9262	56.46	8440	42.61
16/02/2015	8744	41.33	9182	38.94	9260	55.76	8429	42.55
17/02/2015	8737	41.28	9180	38.87	9225	53.94	8415	42.49
18/02/2015	8730	41.23	9176	38.81	9213	53.98	8408	42.44
19/02/2015	8731	41.18	9180	38.76	9224	54.37	8414	42.39
20/02/2015	8736	41.13	9183	38.70	9242	54.60	8425	42.34
21/02/2015	8742	41.08	9184	38.63	9254	54.66	8434	42.28
22/02/2015	8741	41.04	9184	38.57	9247	54.61	8430	42.24
23/02/2015	8742	40.99	9185	38.51	9250	54.64	8433	42.19
24/02/2015	8740	40.93	9185	38.44	9235	54.35	8423	42.12
25/02/2015	8735	40.88	9184	38.37	9216	52.99	8412	42.07
26/02/2015	8734	40.83	9184	38.31	9198	51.00	8411	42.01
27/02/2015	8735	40.79	9184	38.25	9178	49.22	8410	41.96
28/02/2015	8735	40.74	9185	38.18	9171	48.35	8414	41.91
01/03/2015	8737	40.69	9186	38.12	9171	48.23	8419	41.87
02/03/2015	8736	40.64	9186	38.05	9167	48.45	8418	41.82
03/03/2015	8735	40.60	9185	37.98	9164	48.58	8414	41.76
04/03/2015	8731	40.55	9178	37.91	9151	48.71	8406	41.71
05/03/2015	8727	40.49	9173	37.84	9147	49.00	8399	41.65
06/03/2015	8729	40.44	9178	37.78	9167	50.39	8405	41.59
07/03/2015	8731	40.39	9183	37.72	9193	51.79	8410	41.54
08/03/2015	8734	40.35	9185	37.66	9204	51.97	8413	41.49
09/03/2015	8734	40.30	9186	37.61	9209	52.20	8414	41.43
10/03/2015	8735	40.25	9187	37.55	9218	52.94	8414	41.38
11/03/2015	8736	40.20	9187	37.49	9230	53.62	8414	41.32
12/03/2015	8738	40.15	9190	37.44	9241	53.83	8415	41.27
13/03/2015	8737	40.09	9189	37.37	9243	53.88	8414	41.20
14/03/2015	8738	40.03	9189	37.31	9245	53.82	8414	41.14
15/03/2015	8741	39.99	9192	37.26	9252	53.90	8414	41.09
16/03/2015	8742	39.94	9193	37.20	9260	54.29	8414	41.04
17/03/2015	8745	39.89	9194	37.15	9272	55.00	8414	40.99
18/03/2015	8745	39.84	9194	37.08	9272	54.97	8413	40.92
19/03/2015	8744	39.78	9195	37.02	9272	55.13	8413	40.86
20/03/2015	8745	39.73	9195	36.96	9276	55.48	8412	40.81
21/03/2015	8747	39.68	9197	36.91	9286	55.89	8412	40.75
22/03/2015	8748	39.63	9198	36.86	9289	56.19	8411	40.70
23/03/2015	8750	39.59	9199	36.81	9293	56.80	8411	40.65
24/03/2015	8752	39.54	9200	36.75	9298	57.06	8411	40.59
25/03/2015	8751	39.49	9200	36.70	9302	57.14	8411	40.54
26/03/2015	8750	39.43	9200	36.65	9298	56.82	8410	40.48
27/03/2015	8746	39.38	9192	36.59	9279	56.49	8409	40.42

28/03/2015	8743	39.33	9187	36.55	9267	55.94	8404	40.37
29/03/2015	8743	39.28	9187	36.51	9260	55.05	8405	40.32
30/03/2015	8743	39.23	9187	36.46	9250	54.38	8407	40.27
31/03/2015	8741	39.18	9184	36.42	9235	53.88	8404	40.21
01/04/2015	8740	39.14	9181	36.37	9225	53.61	8402	40.16
02/04/2015	8741	39.09	9185	36.32	9233	54.10	8405	40.11
03/04/2015	8744	39.04	9191	36.27	9250	54.98	8410	40.05
04/04/2015	8746	38.99	9195	36.21	9255	54.91	8410	40.00
05/04/2015	8749	38.93	9198	36.17	9259	55.16	8410	39.94
06/04/2015	8749	38.88	9198	36.12	9267	56.24	8410	39.89
07/04/2015	8747	38.82	9194	36.06	9275	57.16	8410	39.83
08/04/2015	8748	38.77	9195	36.01	9288	57.84	8410	39.77
09/04/2015	8749	38.72	9197	35.98	9295	58.15	8410	39.72
10/04/2015	8750	38.67	9198	35.94	9294	57.87	8409	39.67
11/04/2015	8748	38.62	9194	35.91	9285	57.80	8409	39.62
12/04/2015	8747	38.57	9193	35.86	9289	58.25	8409	39.57
13/04/2015	8748	38.52	9194	35.82	9289	58.21	8408	39.52
14/04/2015	8750	38.47	9198	35.77	9292	58.09	8408	39.46
15/04/2015	8754	38.41	9205	35.72	9298	57.94	8408	39.40
16/04/2015	8756	38.36	9206	35.67	9292	57.53	8408	39.35
17/04/2015	8755	38.32	9203	35.62	9285	57.63	8408	39.30
18/04/2015	8756	38.26	9206	35.58	9293	58.03	8408	39.25
19/04/2015	8756	38.22	9204	35.53	9288	57.96	8408	39.19
20/04/2015	8754	38.15	9200	35.48	9279	57.92	8407	39.14
21/04/2015	8753	38.11	9200	35.43	9282	58.32	8407	39.09
22/04/2015	8755	38.06	9203	35.40	9291	58.77	8407	39.04
23/04/2015	8755	38.02	9201	35.36	9284	58.55	8407	38.99
24/04/2015	8756	37.98	9205	35.33	9291	58.72	8407	38.95
02/05/2015	8762	37.60	9210	35.02	9276	58.04	8407	38.56
03/05/2015	8763	37.56	9213	34.99	9275	57.83	8407	38.52
04/05/2015	8766	37.51	9213	34.96	9279	57.80	8411	38.48
05/05/2015	8766	37.46	9211	34.92	9265	57.60	8410	38.42
06/05/2015	8760	37.41	9204	34.88	9251	57.79	8403	38.38
07/05/2015	8760	37.37	9206	34.86	9261	58.21	8403	38.34
08/05/2015	8761	37.33	9207	34.82	9262	58.42	8404	38.30
09/05/2015	8755	37.28	9198	34.79	9246	58.35	8404	38.25
10/05/2015	8756	37.24	9200	34.76	9255	58.63	8405	38.22
11/05/2015	8757	37.24	9201	34.77	9255	58.57	8405	38.21
12/05/2015	8758	37.22	9202	34.76	9254	58.58	8405	38.19
13/05/2015	8758	37.17	9202	34.72	9256	58.75	8405	38.14
14/05/2015	8758	37.11	9202	34.67	9255	58.73	8405	38.09
15/05/2015	8757	37.10	9199	34.67	9247	58.72	8405	38.08
16/05/2015	8755	37.16	9192	34.75	9238	58.91	8405	38.14
17/05/2015	8756	37.12	9194	34.72	9244	59.05	8405	38.10
18/05/2015	8758	37.07	9202	34.68	9259	59.27	8405	38.06
26/05/2015	8763	36.74	9199	34.46	9277	61.43	8405	37.76

27/05/2015	8763	36.70	9199	34.44	9277	61.47	8405	37.73
28/05/2015	8764	36.66	9200	34.41	9282	61.61	8405	37.69
29/05/2015	8765	36.62	9200	34.38	9286	61.77	8405	37.66
30/05/2015	8766	36.59	9200	34.36	9284	61.86	8405	37.63
31/05/2015	8766	36.56	9200	34.35	9285	61.91	8405	37.60
01/06/2015	8767	36.51	9200	34.31	9283	61.86	8405	37.56
02/06/2015	8767	36.47	9199	34.28	9280	61.83	8405	37.53
03/06/2015	8767	36.44	9200	34.26	9275	61.88	8405	37.49
04/06/2015	8768	36.41	9200	34.24	9282	62.01	8405	37.47
05/06/2015	8768	36.36	9200	34.21	9280	61.88	8405	37.42
06/06/2015	8768	36.32	9199	34.19	9268	61.68	8405	37.39
07/06/2015	8768	36.29	9198	34.17	9269	61.76	8405	37.36
08/06/2015	8769	36.25	9198	34.14	9273	61.92	8405	37.33
09/06/2015	8770	36.20	9198	34.11	9275	61.92	8405	37.30
10/06/2015	8770	36.17	9199	34.09	9281	61.89	8405	37.26
11/06/2015	8771	36.13	9200	34.07	9285	61.90	8406	37.23
12/06/2015	8772	36.10	9200	34.04	9282	61.88	8406	37.20
13/06/2015	8772	36.06	9199	34.01	9280	61.88	8406	37.17
14/06/2015	8773	36.03	9200	34.00	9276	61.90	8406	37.14
15/06/2015	8773	35.99	9200	33.97	9267	61.92	8406	37.10
16/06/2015	8771	35.96	9200	33.95	9258	61.94	8406	37.06
17/06/2015	8769	35.94	9200	33.94	9254	61.94	8405	37.05
18/06/2015	8770	35.92	9200	33.91	9255	61.91	8405	37.03
19/06/2015	8772	35.89	9201	33.88	9257	61.88	8405	36.99
20/06/2015	8772	35.85	9201	33.88	9256	61.82	8405	36.96
21/06/2015	8774	35.82	9202	33.85	9259	61.83	8405	36.94
22/06/2015	8775	35.79	9203	33.83	9265	61.93	8405	36.91
23/06/2015	8775	35.76	9203	33.81	9264	62.00	8405	36.89
24/06/2015	8776	35.73	9203	33.79	9261	62.06	8405	36.86
25/06/2015	8776	35.70	9203	33.78	9260	62.14	8405	36.84
26/06/2015	8776	35.66	9204	33.76	9258	62.22	8405	36.81
27/06/2015	8774	35.63	9204	33.74	9257	62.20	8404	36.79
28/06/2015	8776	35.60	9204	33.72	9258	62.19	8404	36.76
29/06/2015	8777	35.56	9205	33.69	9259	62.19	8403	36.72
30/06/2015	8780	35.52	9206	33.67	9269	62.23	8404	36.69
01/07/2015	8780	35.47	9206	33.64	9264	61.98	8404	36.66
02/07/2015	8779	35.45	9206	33.61	9252	61.78	8403	36.63
03/07/2015	8780	35.42	9207	33.62	9253	61.72	8403	36.62
04/07/2015	8778	35.39	9207	33.59	9246	61.62	8403	36.59
05/07/2015	8778	35.36	9207	33.58	9244	61.56	8403	36.57
06/07/2015	8779	35.34	9208	33.56	9246	61.56	8403	36.55
07/07/2015	8781	35.31	9208	33.54	9245	61.53	8403	36.53
08/07/2015	8777	35.27	9208	33.51	9238	61.45	8403	36.50
09/07/2015	8777	35.24	9208	33.50	9238	61.40	8403	36.47
10/07/2015	8783	35.21	9209	33.48	9246	61.53	8403	36.45
11/07/2015	8777	35.19	9208	33.48	9236	61.57	8402	36.44

12/07/2015	8777	35.17	9208	33.45	9236	61.55	8402	36.42
13/07/2015	8777	35.15	9208	33.45	9237	61.65	8402	36.41
14/07/2015	8779	35.12	9208	33.43	9241	61.84	8401	36.39
15/07/2015	8782	35.08	9209	33.42	9248	62.07	8401	36.36
16/07/2015	8786	35.06	9210	33.41	9257	62.29	8401	36.35
17/07/2015	8785	35.04	9210	33.39	9255	62.36	8401	36.33
18/07/2015	8786	35.02	9210	33.39	9257	62.38	8401	36.32
19/07/2015	8785	34.99	9211	33.37	9255	62.33	8400	36.30
20/07/2015	8786	34.97	9211	33.36	9254	62.28	8400	36.29
21/07/2015	8786	34.94	9211	33.34	9253	62.26	8400	36.26
22/07/2015	8784	34.93	9211	33.33	9248	62.28	8400	36.25
23/07/2015	8784	34.95	9211	33.38	9251	62.30	8400	36.29
24/07/2015	8789	34.97	9211	33.40	9256	62.31	8400	36.31
25/07/2015	8784	34.94	9211	33.38	9245	62.21	8399	36.29
26/07/2015	8787	34.93	9212	33.38	9249	62.12	8399	36.28
27/07/2015	8787	34.90	9212	33.36	9244	61.97	8399	36.26
28/07/2015	8787	34.88	9212	33.36	9243	61.83	8399	36.26
29/07/2015	8789	34.85	9212	33.33	9239	61.60	8399	36.23
30/07/2015	8786	34.83	9212	33.31	9233	61.46	8399	36.22
31/07/2015	8790	34.81	9213	33.30	9237	61.46	8401	36.20
01/08/2015	8788	34.79	9213	33.30	9232	61.52	8401	36.20
02/08/2015	8790	34.78	9213	33.30	9237	61.64	8403	36.20
03/08/2015	8789	34.75	9213	33.28	9234	61.62	8403	36.18
04/08/2015	8786	34.72	9213	33.27	9227	61.46	8401	36.16
05/08/2015	8790	34.72	9214	33.26	9232	61.37	8403	36.16
06/08/2015	8789	34.69	9214	33.24	9226	61.20	8403	36.14
14/08/2015	8789	34.56	9216	33.19	9196	59.50	8417	36.10
15/08/2015	8789	34.55	9216	33.18	9191	59.12	8416	36.09
16/08/2015	8791	34.53	9217	33.18	9190	58.78	8416	36.08
17/08/2015	8792	34.52	9217	33.18	9186	58.65	8416	36.08
18/08/2015	8791	34.50	9217	33.17	9184	58.60	8415	36.08
19/08/2015	8788	34.49	9216	33.16	9180	58.52	8415	36.08
20/08/2015	8786	34.47	9214	33.14	9179	58.45	8415	36.06
21/08/2015	8788	34.44	9216	33.12	9184	58.43	8415	36.04
22/08/2015	8792	34.42	9218	33.11	9191	58.14	8415	36.04
23/08/2015	8794	34.41	9218	33.11	9194	57.79	8415	36.03
24/08/2015	8794	34.41	9218	33.12	9189	57.45	8418	36.04
31/08/2015	8793	34.31	9218	33.06	9208	55.88	8414	36.01
01/09/2015	8790	34.31	9217	33.06	9205	55.83	8413	36.00
02/09/2015	8790	34.29	9217	33.05	9212	55.75	8413	35.99
03/09/2015	8791	34.28	9217	33.05	9217	55.76	8413	35.99
04/09/2015	8790	34.28	9217	33.05	9219	55.77	8413	35.98
05/09/2015	8788	34.26	9215	33.05	9220	55.84	8413	35.99
06/09/2015	8786	34.25	9214	33.04	9224	56.00	8412	35.99
07/09/2015	8786	34.25	9214	33.04	9231	56.25	8412	35.99
08/09/2015	8790	34.24	9217	33.03	9245	56.55	8412	35.99

09/09/2015	8794	34.22	9219	33.03	9259	56.80	8413	35.99
10/09/2015	8794	34.22	9219	33.02	9261	56.86	8413	35.98
11/09/2015	8794	34.21	9219	33.02	9268	56.82	8413	35.98
12/09/2015	8794	34.19	9219	33.02	9272	56.75	8413	35.98
13/09/2015	8794	34.19	9220	33.01	9282	56.67	8413	35.98
21/09/2015	8793	34.12	9219	32.98	9280	56.34	8423	35.95
22/09/2015	8794	34.11	9221	32.96	9286	56.53	8423	35.95
23/09/2015	8792	34.10	9220	32.96	9271	55.65	8421	36.00
24/09/2015	8789	34.12	9213	32.99	9237	53.23	8418	36.03
25/09/2015	8790	34.11	9213	32.97	9248	53.86	8419	35.99
26/09/2015	8793	34.10	9214	32.96	9257	54.27	8421	35.99
27/09/2015	8791	34.10	9213	32.95	9261	54.65	8421	35.99
28/09/2015	8791	34.10	9213	32.94	9267	54.96	8420	35.99
29/09/2015	8795	34.08	9217	32.93	9279	55.27	8421	35.98
30/09/2015	8797	34.07	9220	32.92	9290	55.67	8421	35.98
01/10/2015	8795	34.07	9218	32.90	9292	56.03	8421	35.98
02/10/2015	8796	34.05	9219	32.90	9297	55.99	8421	35.97
03/10/2015	8798	34.05	9218	32.90	9285	54.75	8421	35.97
04/10/2015	8799	34.04	9217	32.90	9289	54.50	8421	35.97
05/10/2015	8800	34.04	9215	32.90	9296	54.47	8423	35.98
06/10/2015	8801	34.02	9214	32.90	9295	54.45	8423	35.96
07/10/2015	8798	34.01	9211	32.88	9282	54.38	8423	35.95
08/10/2015	8796	34.01	9209	32.87	9282	54.31	8423	35.95
09/10/2015	8800	34.00	9208	32.87	9291	54.39	8423	35.95
10/10/2015	8803	33.99	9208	32.87	9306	54.59	8424	35.95
11/10/2015	8804	33.99	9211	32.87	9313	54.78	8425	35.94
12/10/2015	8804	33.98	9209	32.84	9308	54.81	8424	35.94
13/10/2015	8800	33.97	9207	32.84	9300	54.82	8423	35.94
14/10/2015	8798	33.95	9205	32.84	9300	54.88	8423	35.93
15/10/2015	8799	33.95	9206	32.84	9305	55.04	8423	35.92
16/10/2015	8800	33.94	9207	32.82	9312	55.28	8422	35.92
17/10/2015	8805	33.91	9209	32.81	9326	55.69	8421	35.91
18/10/2015	8807	33.91	9211	32.81	9337	56.18	8421	35.92
19/10/2015	8807	33.91	9212	32.81	9341	56.44	8421	35.89
20/10/2015	8798	33.89	9208	32.80	9328	56.41	8420	35.89
21/10/2015	8793	33.88	9208	32.78	9321	55.98	8419	35.89
22/10/2015	8793	33.88	9209	32.79	9321	55.88	8418	35.89
23/10/2015	8796	33.88	9209	32.78	9331	55.96	8418	35.87
24/10/2015	8801	33.88	9211	32.77	9337	56.13	8418	35.87
25/10/2015	8796	33.86	9212	32.77	9338	56.31	8417	35.85
26/10/2015	8807	33.85	9213	32.76	9358	56.46	8417	35.85
27/10/2015	8809	33.83	9214	32.74	9363	56.55	8417	35.84
28/10/2015	8807	33.83	9215	32.74	9363	56.58	8417	35.83
29/10/2015	8805	33.82	9216	32.74	9360	56.57	8416	35.83
30/10/2015	8805	33.82	9216	32.74	9363	56.59	8416	35.83
31/10/2015	8804	33.81	9217	32.72	9362	56.51	8416	35.81

01/11/2015	8797	33.79	9217	32.71	9353	56.41	8415	35.80
02/11/2015	8803	33.79	9218	32.71	9364	56.42	8415	35.78
03/11/2015	8805	33.77	9219	32.69	9367	56.56	8415	35.76
04/11/2015	8802	33.76	9219	32.68	9363	56.79	8414	35.76
05/11/2015	8801	33.75	9220	32.67	9364	56.94	8414	35.74
06/11/2015	8797	33.74	9221	32.66	9359	56.98	8413	35.73
07/11/2015	8794	33.72	9221	32.65	9354	56.90	8413	35.71
08/11/2015	8794	33.71	9222	32.64	9355	56.81	8412	35.71
09/11/2015	8787	33.70	9217	32.62	9343	56.69	8412	35.68
10/11/2015	8788	33.68	9218	32.61	9341	56.67	8411	35.67
11/11/2015	8791	33.67	9220	32.60	9345	56.76	8411	35.65
12/11/2015	8793	33.66	9222	32.59	9349	56.92	8410	35.64
13/11/2015	8790	33.64	9219	32.58	9345	57.11	8410	35.62
14/11/2015	8786	33.64	9216	32.57	9347	57.32	8409	35.61
15/11/2015	8794	33.63	9222	32.56	9361	57.55	8409	35.61
16/11/2015	8797	33.61	9225	32.55	9368	57.77	8409	35.59
17/11/2015	8797	33.60	9225	32.53	9371	57.96	8409	35.57
18/11/2015	8795	33.58	9223	32.51	9370	58.10	8408	35.55
19/11/2015	8792	33.57	9221	32.50	9369	58.20	8408	35.53
20/11/2015	8794	33.55	9223	32.47	9375	58.18	8407	35.52
21/11/2015	8805	33.54	9231	32.45	9386	58.06	8408	35.49
22/11/2015	8807	33.51	9232	32.44	9382	57.69	8408	35.46
23/11/2015	8802	33.51	9227	32.41	9355	56.70	8407	35.45
24/11/2015	8797	33.49	9221	32.40	9340	55.93	8407	35.44
25/11/2015	8799	33.48	9222	32.40	9333	55.18	8406	35.42
26/11/2015	8798	33.48	9220	32.40	9316	53.88	8406	35.42
27/11/2015	8801	33.46	9222	32.40	9312	53.25	8405	35.40
28/11/2015	8798	33.45	9219	32.39	9295	52.56	8405	35.39
29/11/2015	8790	33.45	9212	32.38	9277	51.95	8405	35.39
30/11/2015	8787	33.43	9210	32.36	9268	51.55	8405	35.37
01/12/2015	8790	33.42	9212	32.35	9269	51.31	8405	35.36
02/12/2015	8794	33.41	9216	32.34	9271	51.14	8405	35.36
03/12/2015	8798	33.39	9219	32.34	9274	51.01	8405	35.34
04/12/2015	8792	33.39	9215	32.31	9264	50.83	8405	35.33
05/12/2015	8793	33.38	9216	32.31	9269	50.71	8405	35.32
06/12/2015	8799	33.36	9221	32.29	9276	50.57	8405	35.30
07/12/2015	8802	33.34	9223	32.27	9279	50.39	8405	35.28
08/12/2015	8798	33.32	9219	32.25	9269	50.21	8405	35.26
09/12/2015	8789	33.31	9212	32.24	9259	50.10	8403	35.24
10/12/2015	8794	33.30	9216	32.22	9265	50.01	8403	35.23
11/12/2015	8795	33.28	9217	32.22	9265	49.97	8403	35.21
12/12/2015	8802	33.26	9223	32.20	9275	49.95	8403	35.19
13/12/2015	8810	33.24	9229	32.19	9284	49.92	8403	35.18
14/12/2015	8817	33.24	9234	32.17	9290	49.85	8406	35.17
15/12/2015	8813	33.21	9231	32.16	9282	49.67	8407	35.15
16/12/2015	8807	33.21	9226	32.14	9271	49.49	8406	35.12

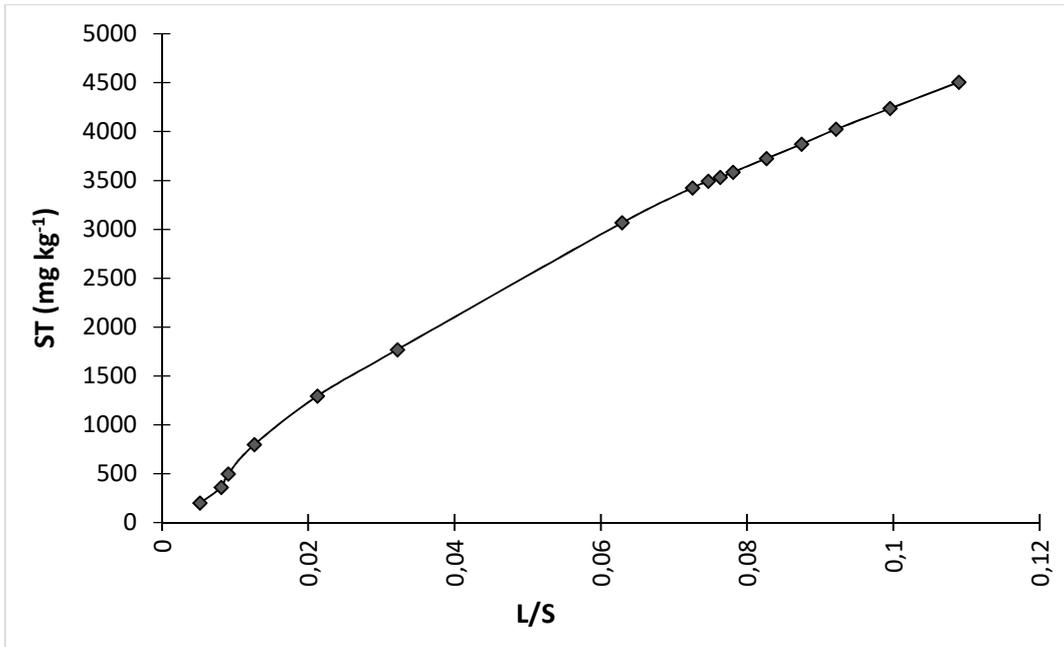


Figura III.1. Evolución de la carga de sólidos totales en función de la relación L/S en la celda.

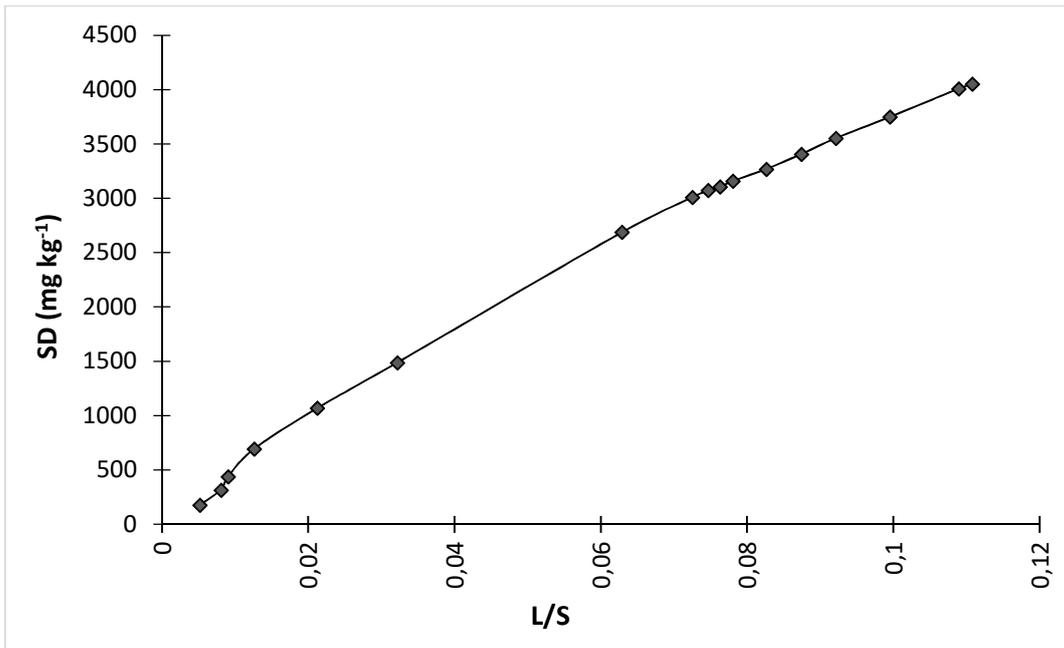


Figura III.2. Evolución de la carga de sólidos disueltos en función de la relación L/S en la celda.

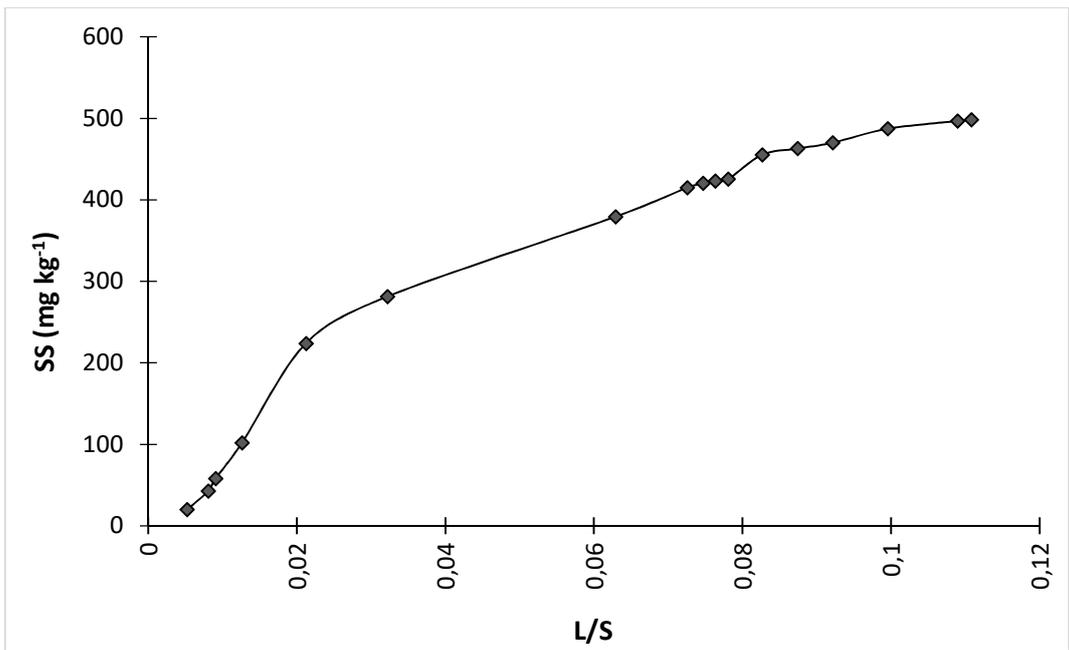


Figura III.3. Evolución de la carga de sólidos suspendidos en función de la relación L/S en la celda.

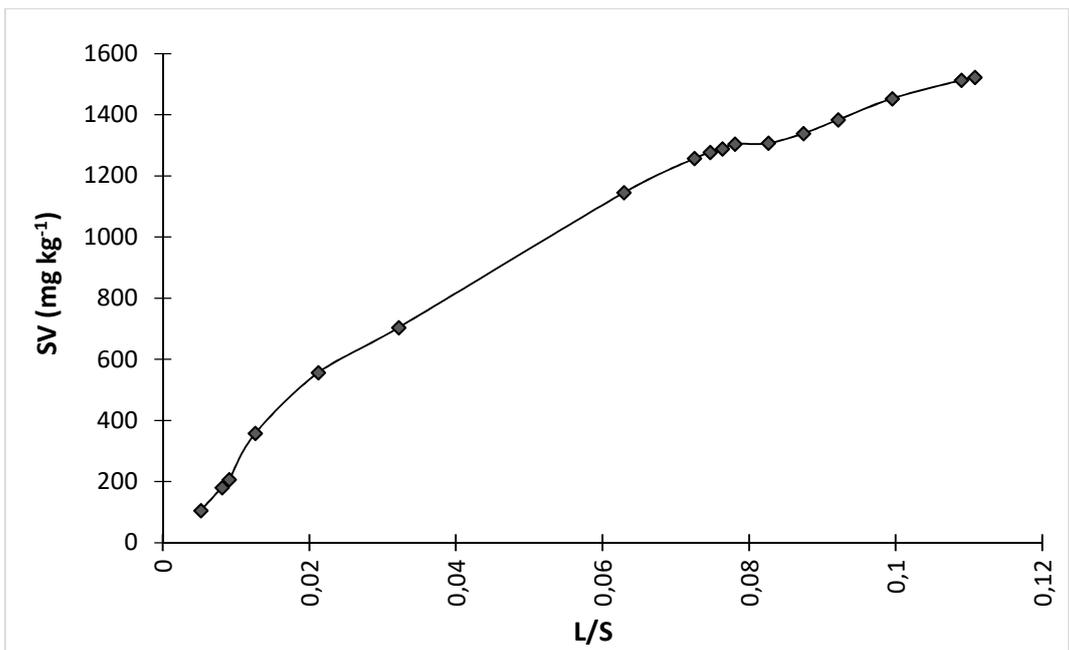


Figura III.4. Evolución de la carga de sólidos volátiles en función de la relación L/S en la celda.

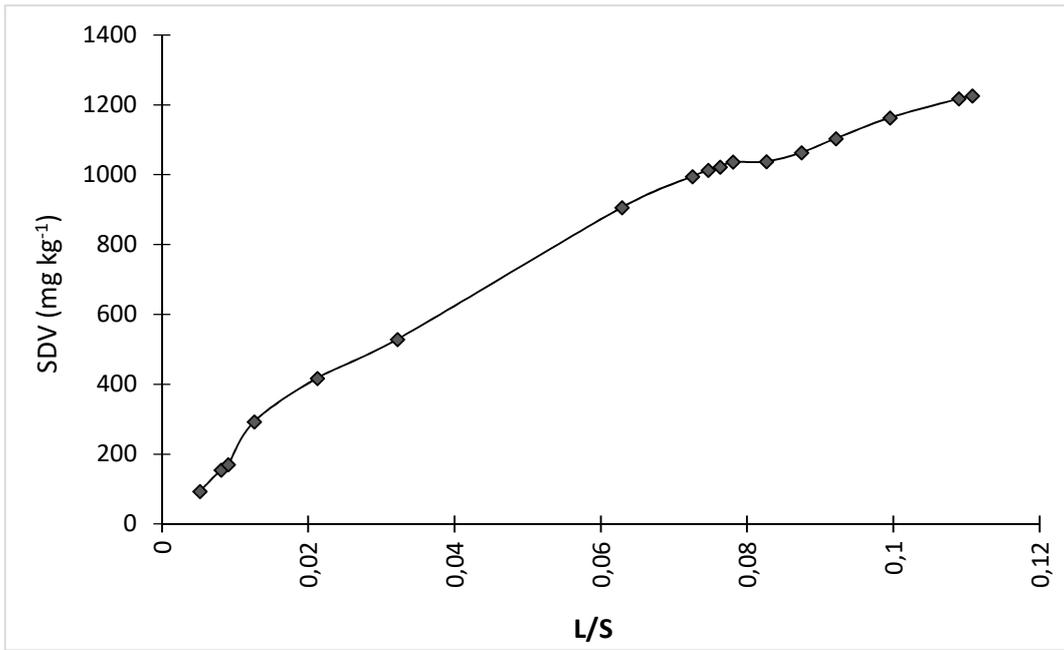


Figura III.5. Evolución de la carga de sólidos disueltos volátiles en función de la relación L/S en la celda.

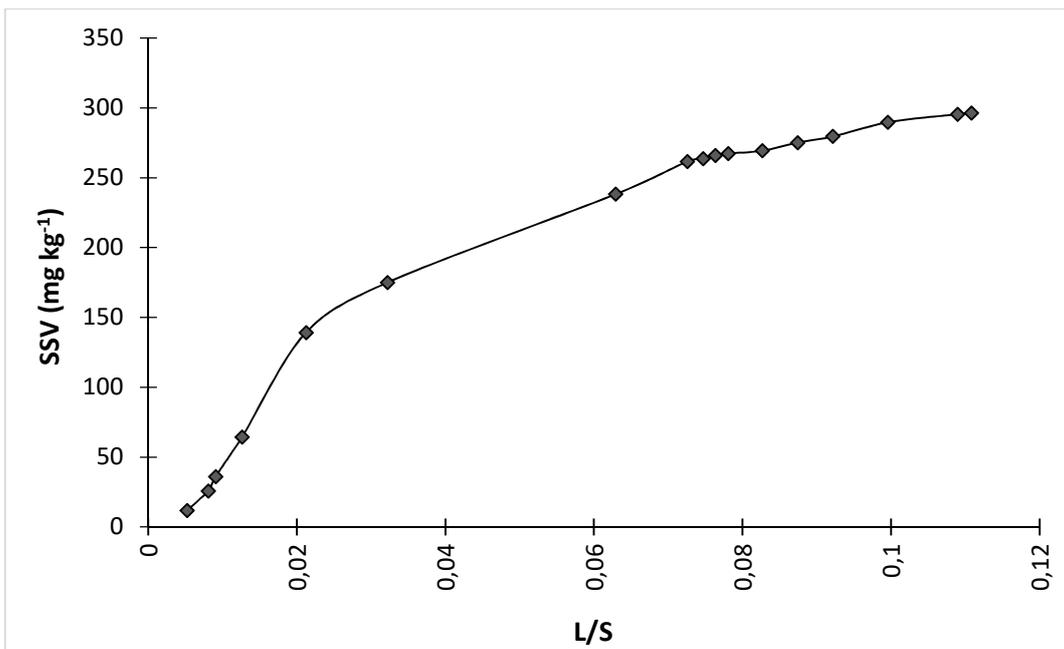


Figura III.6. Evolución de la carga de sólidos suspendidos volátiles en función de la relación L/S en la celda.

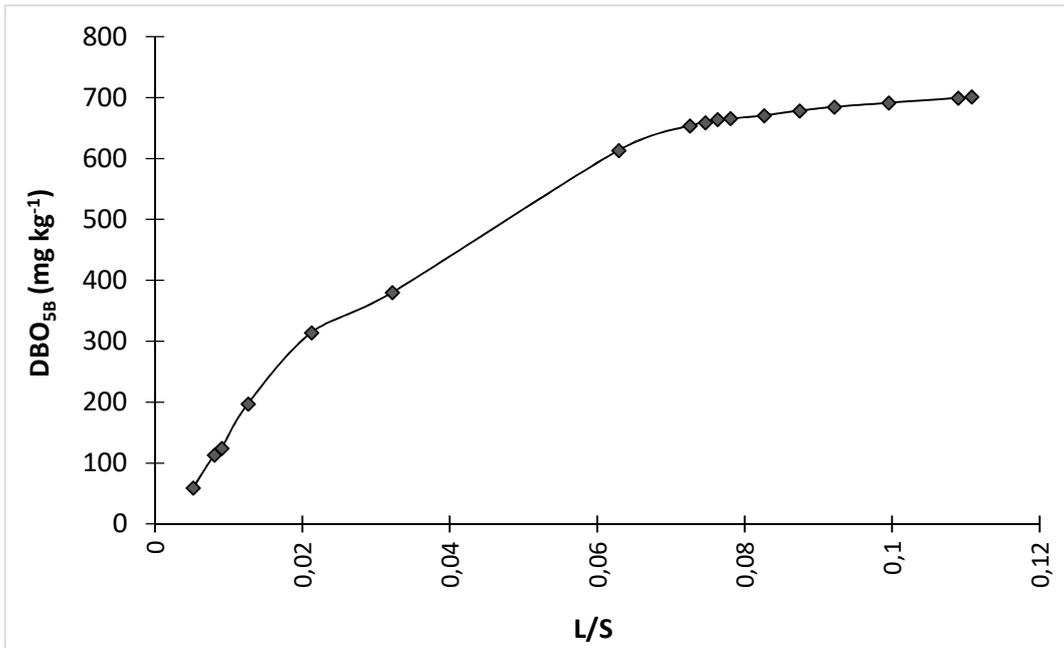


Figura III.7. Evolución de la carga de DBO₅ bruta en función de la relación L/S en la celda.

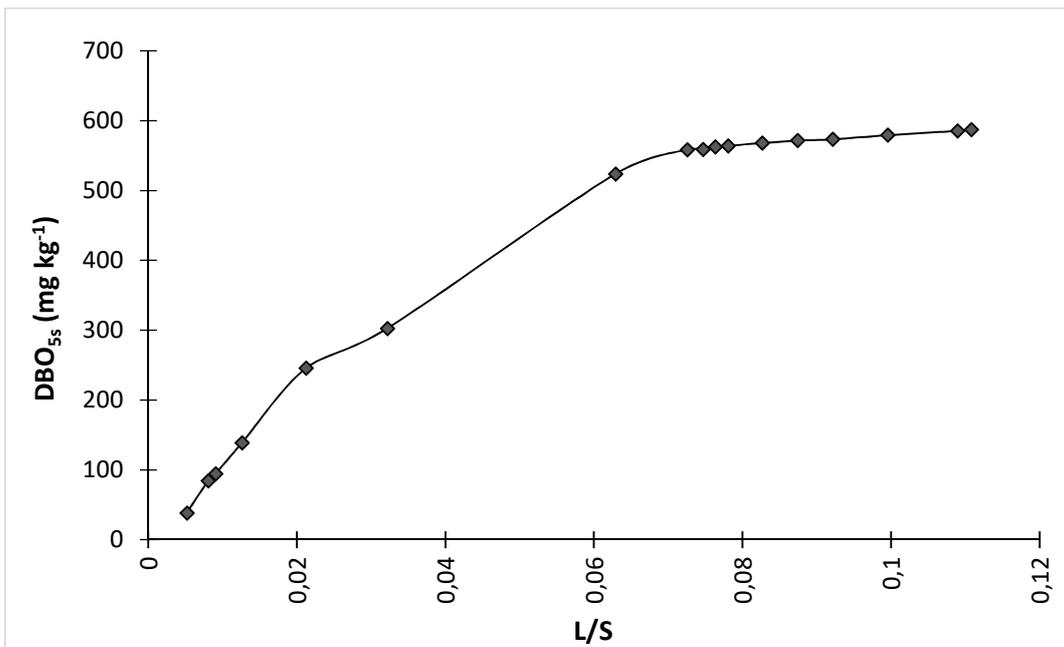


Figura III.8. Evolución de la carga de DBO₅ soluble en función de la relación L/S en la celda.

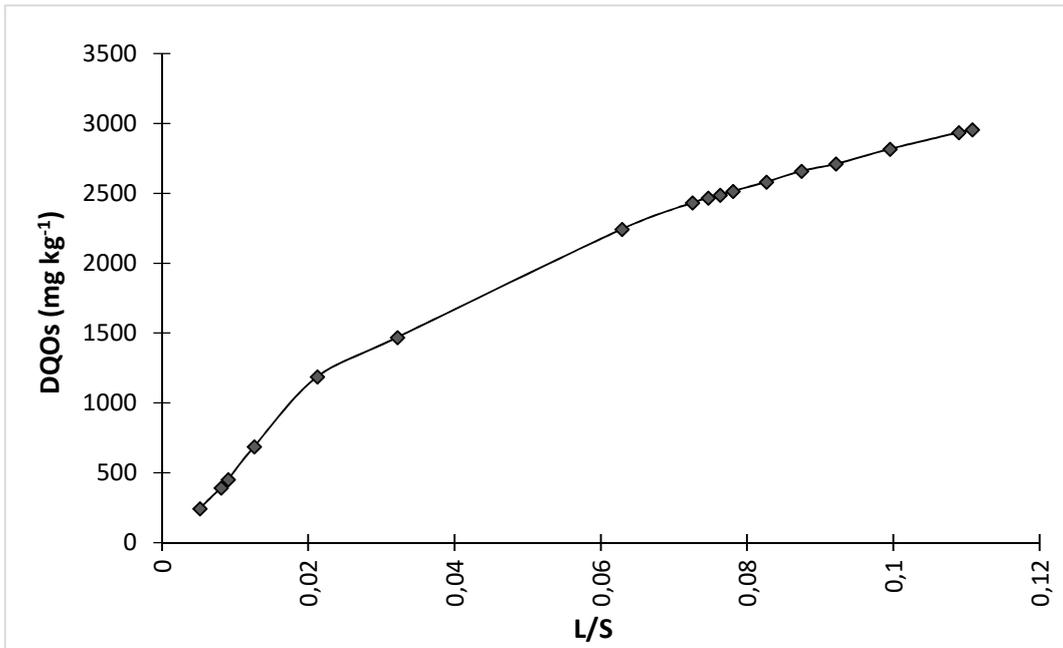


Figura III.9. Evolución de la carga de DBO₅ bruta en función de la relación L/S en la celda.

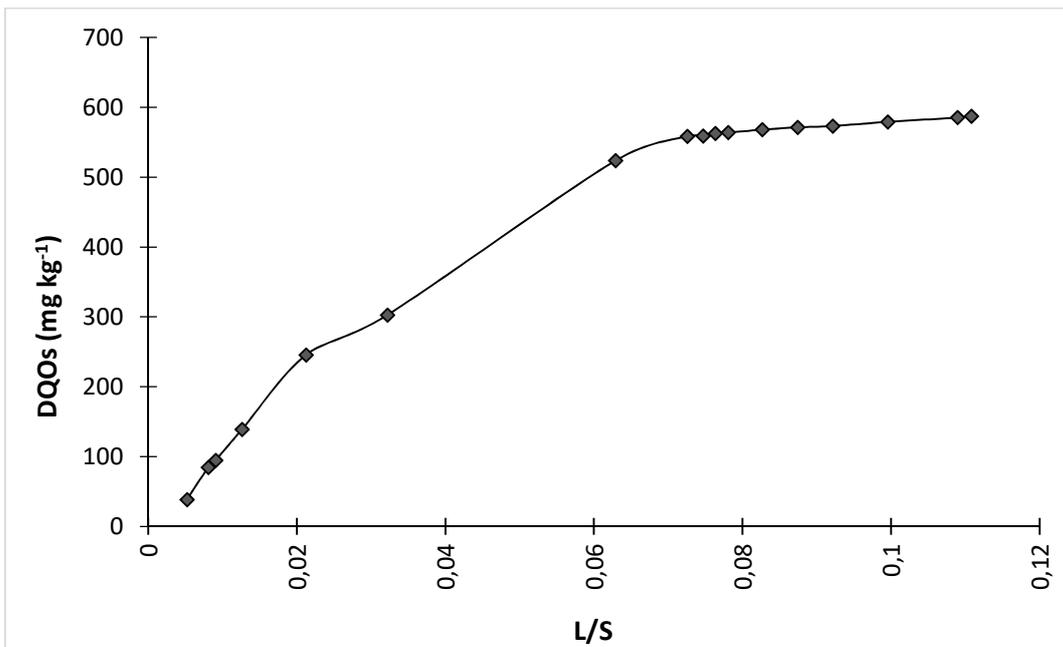


Figura III.10. Evolución de la carga de DQO soluble en función de la relación L/S en la celda.

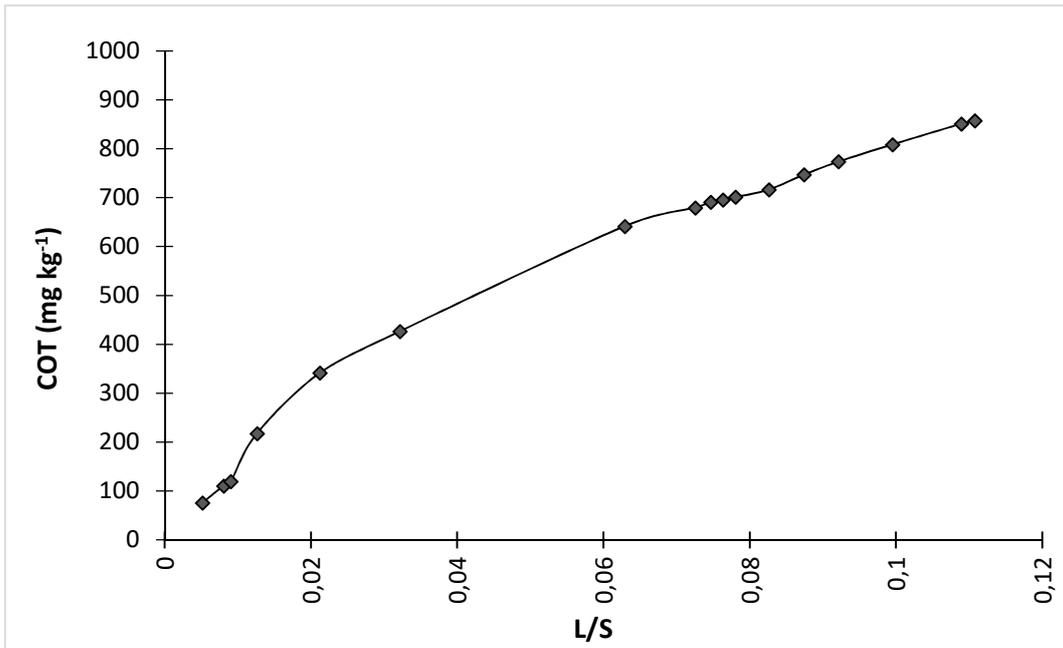


Figura III.11. Evolución de la carga del carbono orgánico total en función de la relación L/S en la celda.

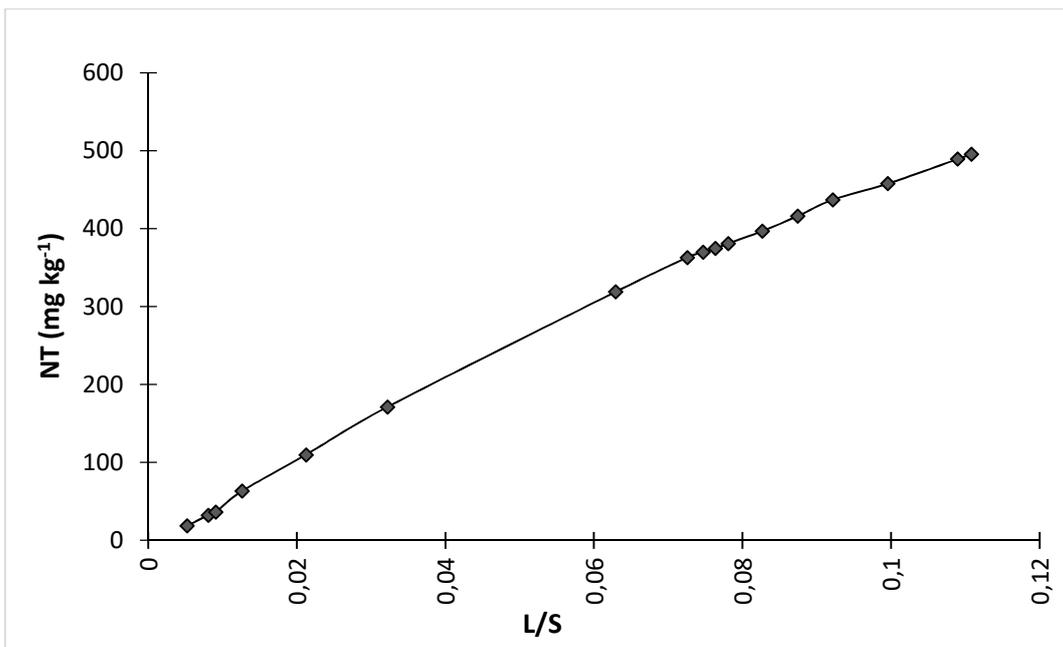


Figura III.12. Evolución de la carga del nitrógeno total en función de la relación L/S en la celda.

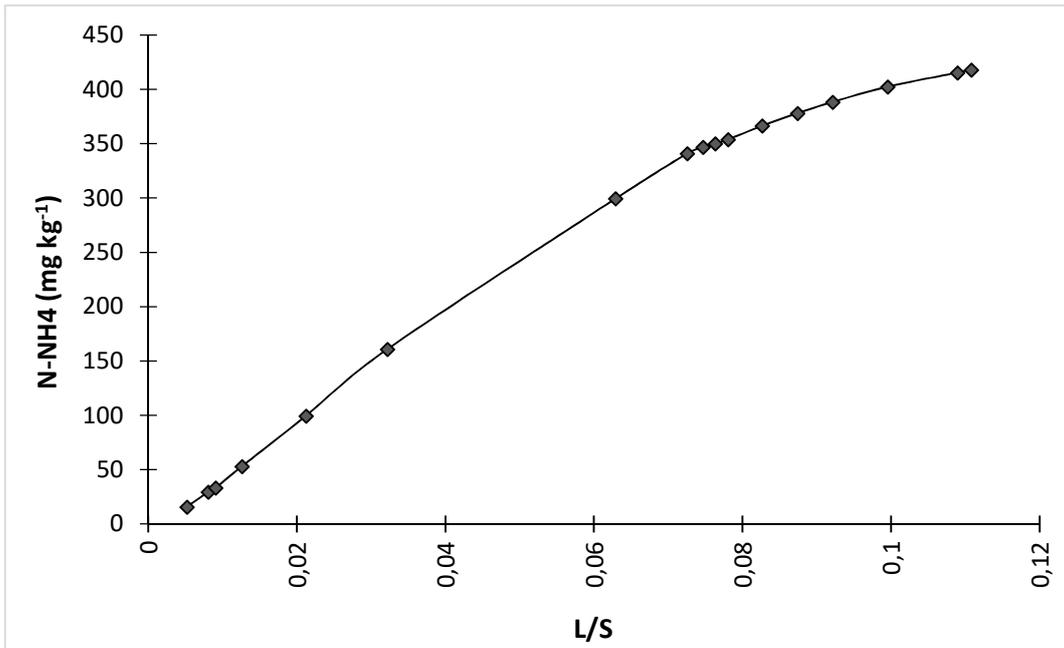


Figura III.13. Evolución de la carga del nitrógeno amoniacal en función de la relación L/S en la celda.

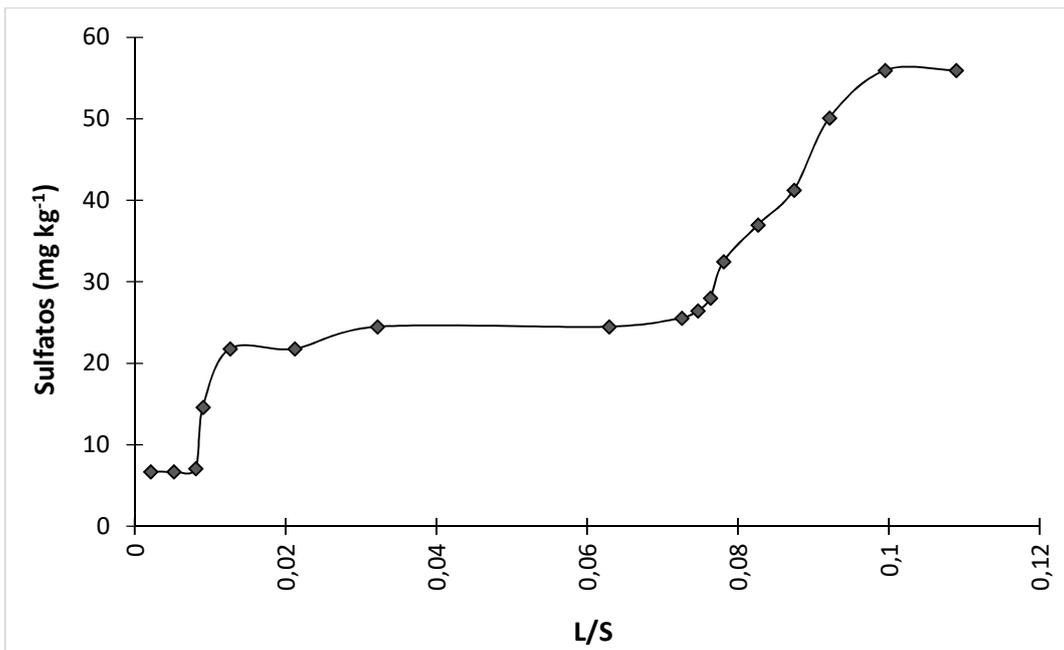


Figura III.14. Evolución de la carga de los sulfatos en función de la relación L/S en la celda.

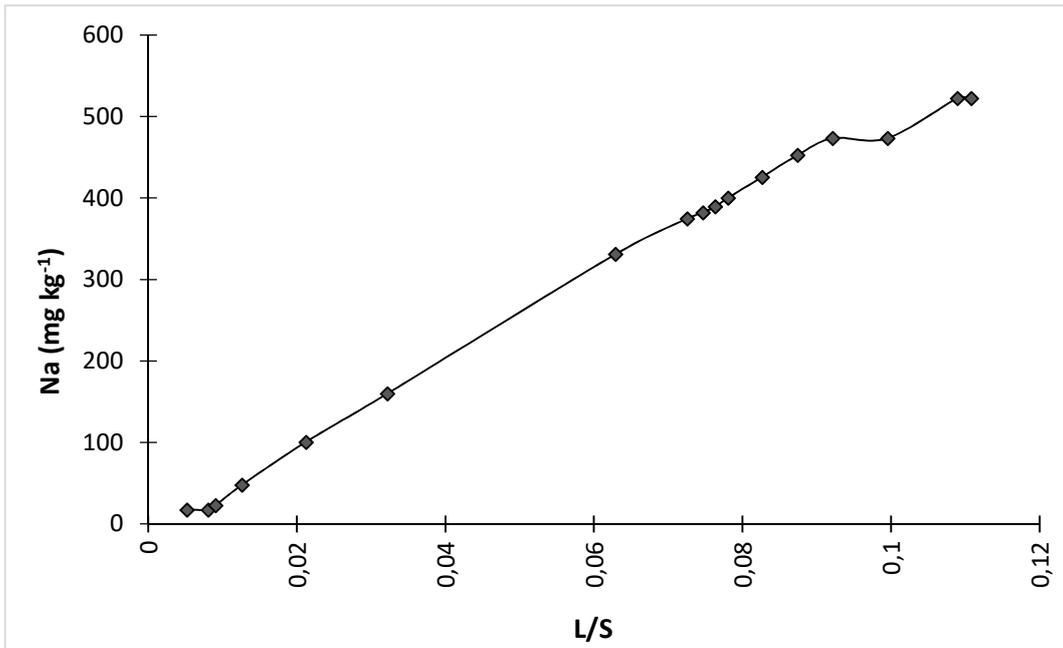


Figura III.15. Evolución de la carga del sodio en función de la relación L/S en la celda.

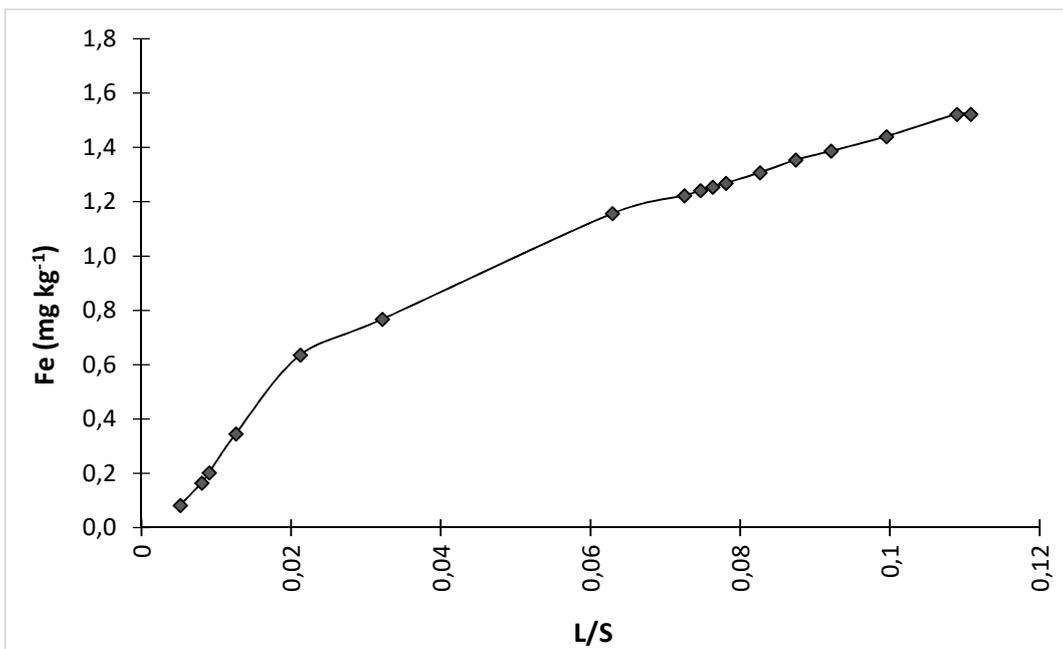


Figura III.16. Evolución de la carga de hierro en función de la relación L/S en la celda.

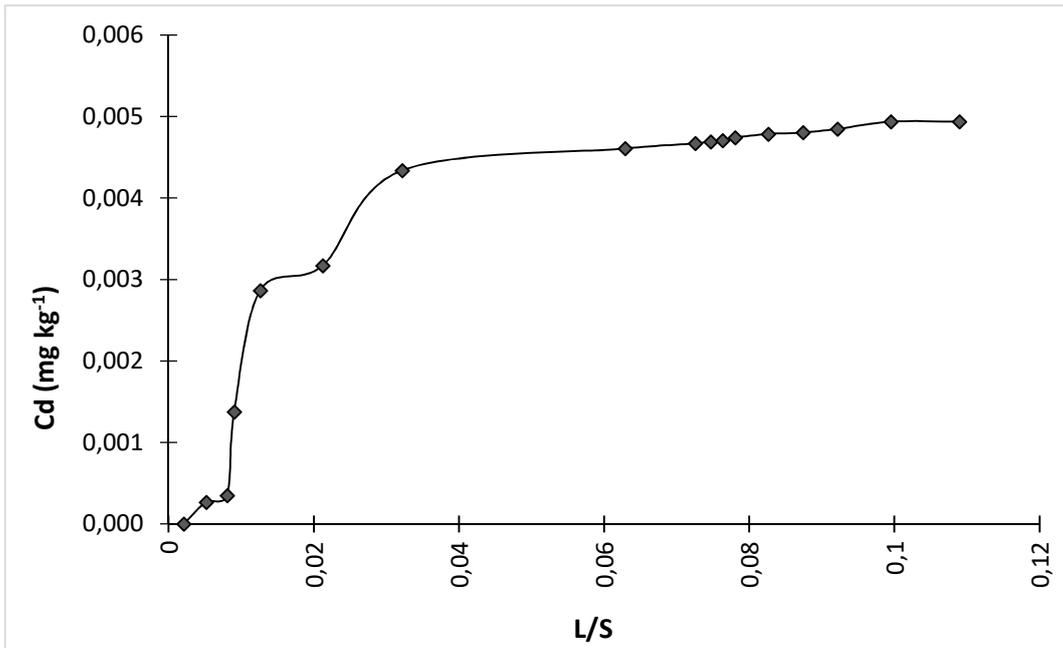


Figura III.17. Evolución de la carga de cadmio en función de la relación L/S en la celda.

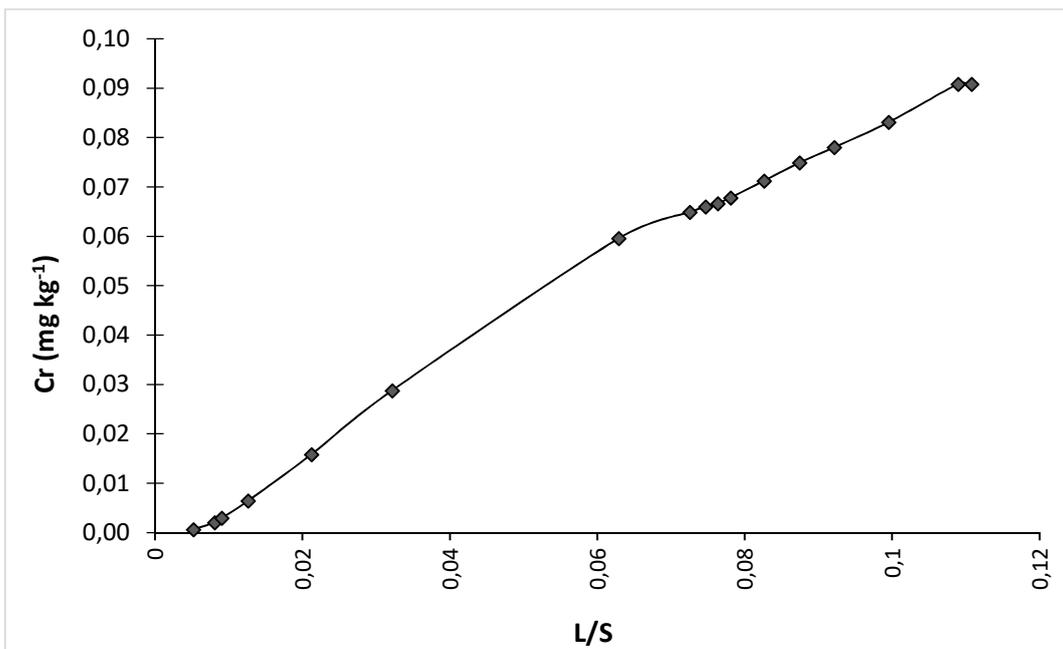


Figura III.18. Evolución de la carga de cromo en función de la relación L/S en la celda.

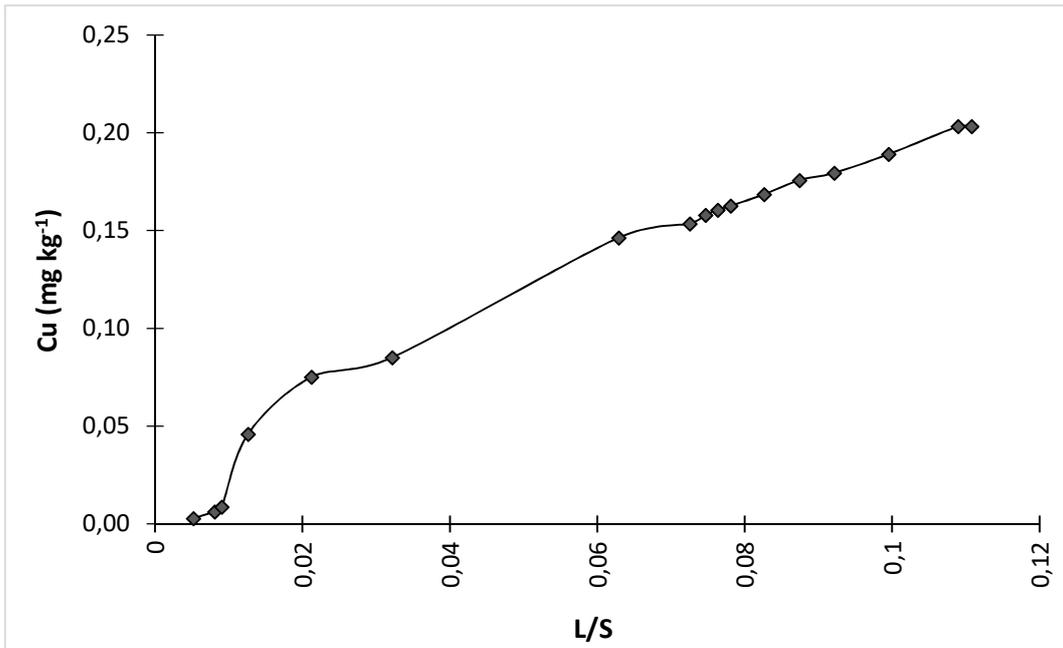


Figura III.19. Evolución de la carga de cobre en función de la relación L/S en la celda.

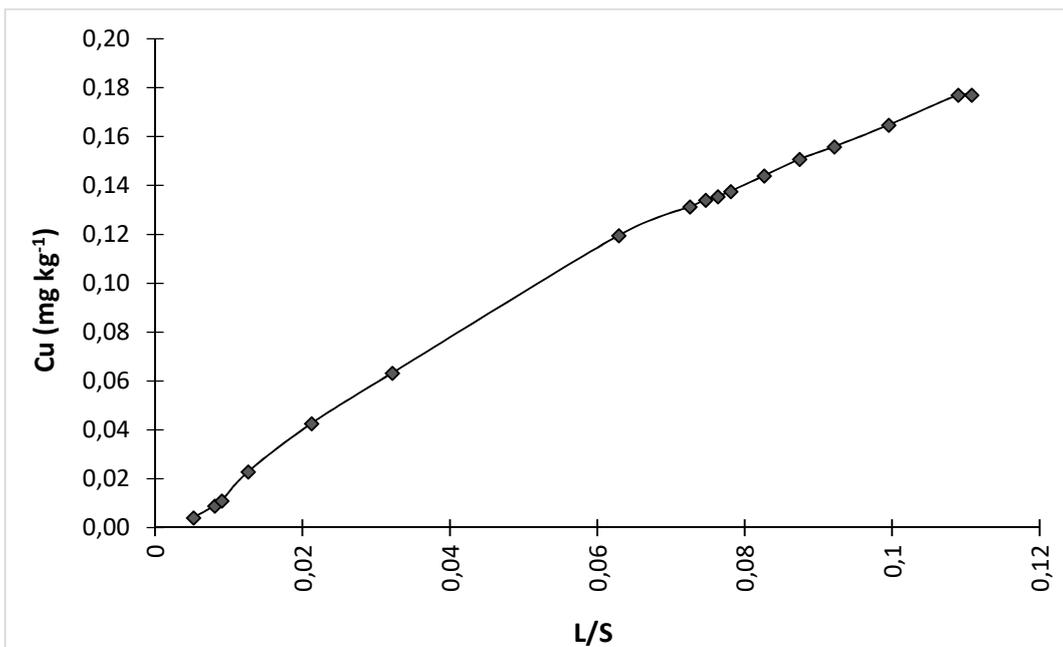


Figura III.20. Evolución de la carga de níquel en función de la relación L/S en la celda.

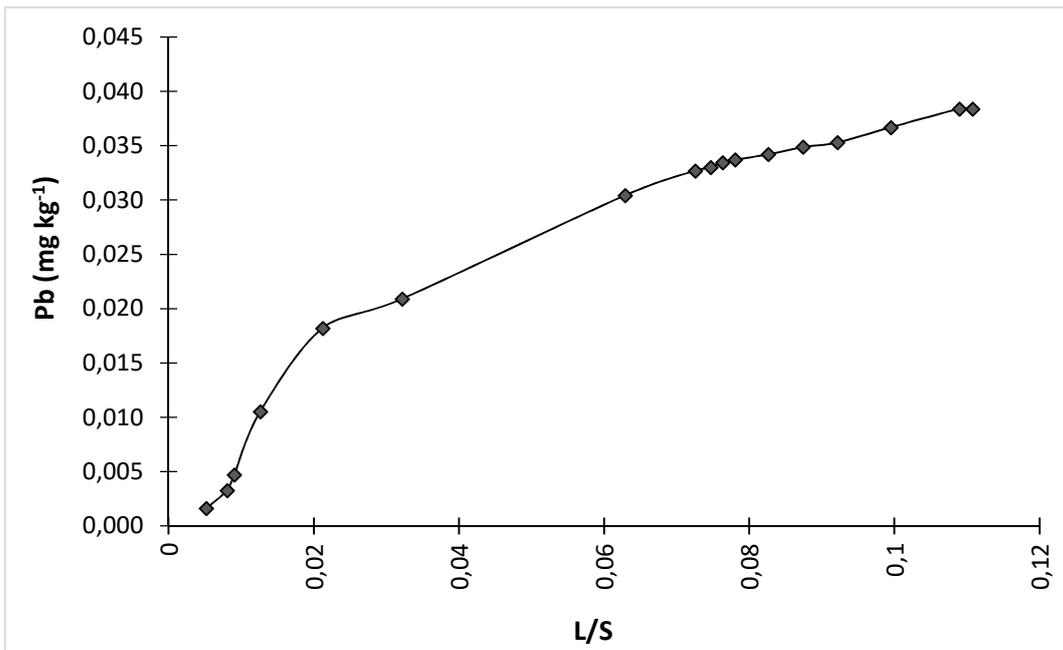


Figura III.21. Evolución de la carga de plomo en función de la relación L/S en la celda.

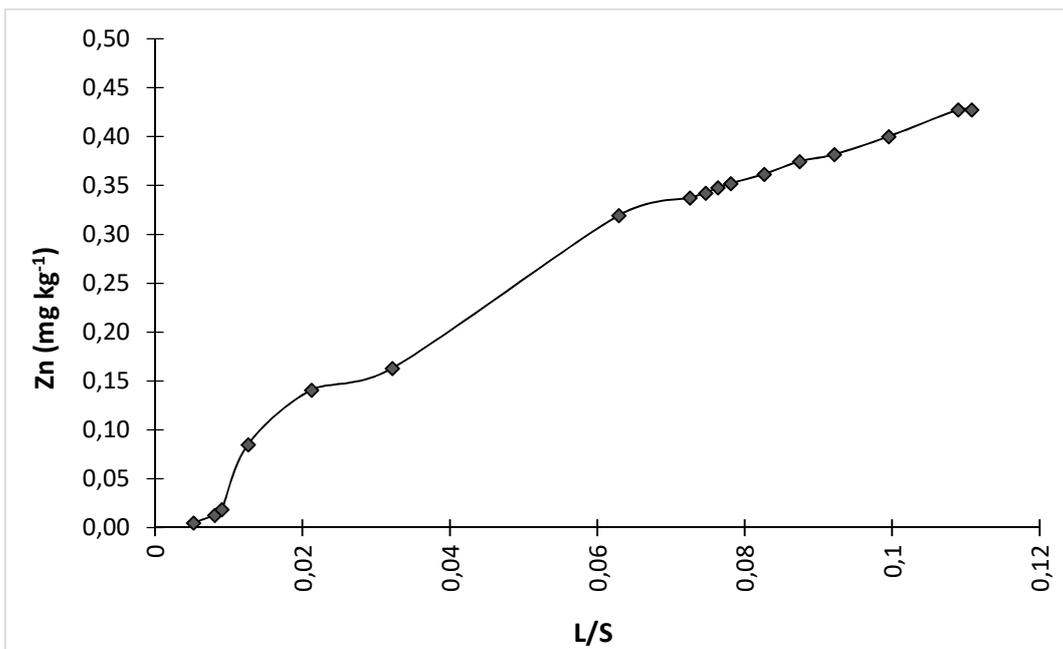


Figura III.22. Evolución de la carga de plomo en función de la relación L/S en la celda.