

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

WARNING. Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.



Universitat Politècnica de Catalunya

Departamento de Ingeniería Química

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona

Programa de Doctorado: Ingeniería Ambiental

TESIS DOCTORAL

**Estudio de la viabilidad técnico-económica y ambiental de la
gestión de fangos EDAR por adición de CaO para su
valorización en la industria cementera**

Ricardo J. Granados Granados

Supervisada por:

Dr. José Luís Cortina y Dr. César A. Valderrama

Departamento de Ingeniería Química

Barcelona, Marzo 2012

a mis abuelos

“Los que de corazón se quieren sólo con el corazón se hablan”

Francisco de Quevedo

Agradecimientos

A mis padres: Ricardo y Annie Granados, y a mis hermanos Bernard y Ernest Granados, que siempre me han apoyado en todos los sentidos y sin los cuales nada de esto habría sido posible.

Sirva como expresión de agradecimiento y cariño.

A:

Josep Maria Serena, por concebir posibilidad de la realización de la presente tesis, proporcionarme la oportunidad de participar en el proyecto y fomentar su desarrollo material. Una inestimable ayuda sin la cual no habría sido posible llevar a cabo el trabajo.

Mis Directores de tesis: José Luis Cortina y César A. Valderrama por dirigir en todo momento el trabajo a buen puerto y aportar los puntos de vista más académicos para dar forma a la globalidad del trabajo. Ellos han tenido una participación especialmente activa en el desarrollo del documento, ayudando a plantear sobre base científica los procesos que se describen, en la búsqueda de información, así como en la corrección del texto y promoviendo el trabajo de divulgación realizado.

Antonio Senyé, por su comprensión del reto de llevar adelante la tesis y por los buenos consejos.

Jordi Gallego, Luis Otero y Sergi Espada de Hera Holding por tener en buena consideración la realización del presente trabajo y proporcionar datos de interés.

Maurice Griffet y Gregorio Sillero de Hera-Alquimia por su enorme e imprescindible colaboración en el presente trabajo y durante el desarrollo de las pruebas de la planta piloto.

Milli Spanovich y Ratko Aralica de Eko Tehning, y Slobodan Arandelovic de Yunirisk por su colaboración y puesta en común de los aspectos tecnológicos de la planta piloto.

Marc Moliner y Pilar Mairal de la Agència Catalana de l'Aigüa (ACA) por colaborar en la gestión de las pruebas así como aportar documentación en cuanto a planes y programas.

Enric Elias de la Agència de Residus de Catalunya (ARC) por su interés y colaboración durante la realización de las pruebas iniciales y puesta en marcha de la planta piloto.

Manel Guillem, Carla Fos, Marta Toribio y Joan Puig de Ciments Molins por su inestimable colaboración, a través del Proyecto Sostaqua, en la realización de la prueba industrial de fabricación de cemento con adición de producto y colaboración en la realización del ACV.

Maria Teresa Blanco y Nuria Husillos del Instituto Torroja de Ciencias de la Construcción (ITCCC-CSIC) por su colaboración con la caracterización mineralógica del Neutral y clínker, así como en el trabajo de divulgación.

Julià Sempere, Alfons López, Eduard Serra y Sandra Martínez del Institut Químic de Sarrià (IQS) por su colaboración en el proyecto Sostaqua y en la caracterización del comportamiento térmico del Neutral.

Alejandro Josa, del Departamento de Ingeniería del terreno de la UPC y Carles Gasol, de Inèdit, por su grata e imprescindible colaboración en la fase final de ACV y en el trabajo de divulgación.

Angel Aranda de Metrofang por coordinar desde Metrofang Besòs la gestión y el suministro de fangos para la realización de las pruebas en la planta Alchimix.

Mercé Aceves y Mercé Vendrell del Laboratorio de la Entidad Metropolitana de Barcelona (EMA-AMB) por su colaboración en la realización de analíticas y caracterización de fango y Neutral.

Montserrat Marsal del Laboratorio de Metalurgia y Microscopía Electrónica de la ETSEIB-UPC por su disposición y colaboración en la realización de la caracterización microscópica de los productos.

Xavier Grané y Anna Salamé de Cals de Pachs, por su interés y colaboración en los estudios relativos a la cal y análisis de ciclo de vida de su producción.

Carles Ortega de Tecnum, y Ben Caranci y Oscar Reynoso de Lantec por su colaboración en el dimensionamiento y optimización del sistema de lavado de gases.

Juan Pablo Rodríguez de TÜV Rheinland, Josep Maria Pintó de Envirotec, y Alvaro Serrano y Alex Sanroque de Ingenieros Asociados por su colaboración en la caracterización de las emisiones gaseosas.

J.E. Smith, Jr. del National Risk Management Research Laboratory, US EPA. Por colaborar en la aportación de documentación y publicaciones del ámbito de EEUU.

Hágase extensivo el agradecimiento en general a mis compañeros de AUMA (en especial a M^a Dolors Llonch, quien ha tenido participación activa en el proyecto) y a mis amigos, los cuales, todos, me han alentado a llevar este proyecto adelante.

A todos gracias.

Integración en el Proyecto Sostaqua

La presente tesis se engloba dentro de la tarea 6b del proyecto “Desarrollos tecnológicos hacia el ciclo urbano del agua autosostenible” (Sostaqua) (www.sostaqua.com). El proyecto Sostaqua promovido por el Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI) a través del programa CENIT, tenía como objetivo la creación de nuevo conocimiento para contribuir a un ciclo del agua sostenible. Siendo los fangos de depuradora parte de dicho ciclo, la tarea 6b intentó demostrar la viabilidad de la valorización material de fangos en base a su estabilización con óxido de calcio.

Los trabajos realizados integraron la participación de AUMA Consultores en Medio Ambiente y Energía, y se complementaron con la participación de otras entidades asociadas al proyecto Sostaqua como son Aguas de Barcelona, Ciments Molins y el Instituto Eduardo Torroja de Ciencias de la Construcción (Madrid). En las instalaciones de Ciments Molins se realizó un ensayo a escala industrial de utilización del inertizado producido en la planta de tratamiento como materia prima para la producción de clínker de cemento. El Instituto Eduardo Torroja realizó análisis tanto del inertizado como del clínker de cemento, para comprobar la viabilidad de la introducción de fangos inertizados como sustituto de la caliza sin afectar a la calidad del clínker producido.

Finalmente en el desarrollo de la tarea se consideraron otras alternativas de tratamiento de los fangos y se compararon con la inertización. El Instituto Químico de Sarrià (IQS) desarrolló aproximaciones a la coquización de los fangos para que estos pudieran contribuir como combustible en horno de cementera y, en colaboración con AGBAR al secado de los fangos mediante su pulverización.

ÍNDICE

RESUM	1
RESUMEN	5
1. INTRODUCCIÓN	9
1.1 Generación de fangos de depuradoras de aguas residuales urbanas. cantidades producidas	10
1.2 Gestión de fangos de depuración de aguas residuales urbanas	11
1.2.1 Aplicación de los fangos al suelo	13
1.2.2 Disposición en vertedero de los fagos de depuradora	17
1.2.3 Valorización energética de los fangos de depuradora.....	19
1.2.4 Valorización material	21
1.3 Procesos de pretratamiento de fangos	22
1.3.1 Compostaje	22
1.3.2 Secado térmico.....	23
1.3.3 Secado con gasificación	25
1.3.4 Tratamientos de estabilización alcalina.....	25
1.4 Evaluación de alternativas de valorización material y energética de fangos.....	28
1.4.1 Utilización por la industria cementera de combustibles derivados de residuos	28
1.4.2 Utilización de materias primas alternativas	30
1.5 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	31
1.6 Planteamiento general de la tesis.....	33
2. OBJETIVOS	35
2.1 Objetivo Principal	36
2.2 Objetivos Específicos	36
3. METODOLOGÍA	37
3.1 Introducción.....	38
3.2 Evaluación experimental de la estabilización de fangos deshidratados con cal.....	39
3.2.1 Antecedentes al proceso desarrollado	39
3.2.2 Desarrollo del proceso para la planta piloto. Proceso Alchimix	40
3.2.3 Proceso de estabilización de fangos deshidratados con óxido de calcio (Proceso Alchimix).....	42
3.2.4 Descripción del proceso de tratamiento de estabilización con óxido de calcio	49
3.2.5 Aspectos ambientales del proceso de estabilización de fangos en base a la tecnología Alchimix	49
3.2.6 Desarrollo de ensayos de estabilización de fangos con óxido de calcio.....	50
3.3 Análisis de la viabilidad técnica del proceso de inertización con cal	50
3.3.1 Establecimiento de balances preliminares de Materia y energía.....	51

3.3.2	Diseño de los ensayos de evaluación de la estabilización de fangos con cal en el reactor Alchimix	51
3.3.3	Análisis y selección del proveedor de óxido de calcio	56
3.3.4	Definición del modelo de proceso de estabilización de fangos con cal	59
3.4	Análisis de la viabilidad ambiental del proceso de estabilización de fangos	66
3.4.1	Control de emisiones del proceso de estabilización con óxido de calcio.....	66
3.4.2	Optimización y verificación del sistema de tratamiento de gases.....	68
3.4.3	Análisis de las inmisiones derivadas.....	71
3.5	Proceso integrado de tratamiento de fangos por adición de óxido cálcico y producción de clínker	75
3.5.1	Análisis de la adecuación del producto obtenido como materia prima para la producción de cemento.....	75
3.5.2	Análisis de Ciclo de Vida (ACV).....	79
3.5.3	Evaluación de la repercusión económica sobre los costes de fabricación del clínker ..	94
3.6	Análisis económico del proceso. Comparación con otras alternativas de gestión.....	95
3.6.1	Planteamiento general.....	95
3.6.2	Metodología.....	96
3.6.3	Parámetros del cálculo	96
3.6.4	Dimensionamiento de las instalaciones	98
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	100
4.1	Análisis de la viabilidad técnica del proceso de estabilización de fangos con cal	101
4.1.1	Evaluación del proceso de estabilización de fangos deshidratados con cal en el reactor de mezcla Alchimix	101
4.1.2	Caracterización físico-química de las corrientes de proceso.....	102
4.1.3	Caracterización morfológica y físico-química de los fangos estabilizados con cal.....	109
4.1.4	Caracterización microbiológica de los fangos estabilizados con cal (Neutral)	119
4.1.5	Análisis de los balances de materia y de energía del proceso de estabilización de los fangos con cal en el reactor Alchimix.....	123
4.1.6	Análisis de la adecuación de los fangos estabilizados (Neutral) como materia prima para la producción de cemento.....	135
4.2	Análisis de la viabilidad ambiental	143
4.2.1	Análisis de las inmisiones derivadas en el proceso de estabilización de fangos con cal.	143
4.2.2	Resultados y discusión del Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	150
4.3	Evaluación de la reducción en costes de fabricación de clínker. resultados y análisis de sensibilidad	162
4.3.1	Escenario base.....	162
4.3.2	Análisis de sensibilidad.....	163
4.4	Análisis de la viabilidad económica del proceso de tratamiento de fangos de depuración por estabilización con óxido de calcio	165
4.4.1	Análisis de viabilidad del proceso Alchimix	167
4.4.2	Análisis de viabilidad económica del Secado Térmico	169

4.4.3	Comparativa con otras referencias de costes de tratamiento de fangos.	174
4.4.4	Comparativa de los costes de gestión finalista de los fangos EDAR.....	175
5.	PUBLICACIONES CIENTÍFICO-TÉCNICAS	178
	ARTICULO I: Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. product characterisation and technological validation for its use in the cement industry.....	179
	ARTICULO II: Implementation of best available techniques in cement manufacturing: A life cycle assessment study	191
	ARTICULO III: Comparative LCA of sewage sludge valorisation as both fuel and raw material substitute in clinker production	200
	ARTÍCULO IV: Tractament de llots amb òxid càlcic. Una alternativa al tractament de llots de depuradora d'aigües residuals urbanes.....	224
6.	CONCLUSIONES GENERALES	228
7.	REFERENCIAS	234
8.	GLOSARIO	252
9.	ANEXOS.....	254
9.1	ANEXO I – Inventarios para realización del ACV	255
9.2	ANEXO II – Reportaje fotográfico.....	274

Índice de tablas

Tabla 1.1. Efecto de la aportación de fangos en el crecimiento, cosecha y acumulación de metales pesados [Singh; 2008].....	13
Tabla 1.2 Limitaciones del contenido de metales pesados en los suelos. [RD 1310/1990] [Directiva 86/278].....	14
Tabla 1.3: Limitaciones del contenido de metales pesados en los fangos. [RD 1310/1990].....	15
Tabla 1.4 Limitaciones del compost según el contenido de compuestos orgánicos. [CREAF, 2001].....	16
Tabla 1.5. Vías de gestión de los fangos EDAR en la UE, España y Cataluña. Valores actuales y objetivos [Eurostat, 2010; PNIR, 2007; PAGF EDAR, 2009; Mata, 2006].	18
Tabla 1.6 Poder calorífico de los fangos. Elaboración propia. [Feliu, 2007]	20
Tabla 1.7. Instalaciones para el secado térmico de fangos EDAR en Catalunya.....	23
Tabla 3.1. Métodos de análisis utilizados en la caracterización de los productos en laboratorio sobre 3.1 a) fracción sólida, 3.1 b) fracción líquida	52
Tabla 3.2. Métodos de medida de los parámetros básicos de los gases [DGQA, 2009].....	53
Tabla 3.3. Métodos de análisis de la contaminación en los gases utilizados en las pruebas de emisiones.....	54
Tabla 3.4 Equipo utilizado en las pruebas de gases.....	54
Tabla 3.5. Normativa estándar de los métodos utilizados en la determinación de la contaminación biológica.	55
Tabla 3.6. Composición química del óxido de calcio de dos fabricantes analizados.....	58
Tabla 3.7. Valores de calor específico y de entalpía utilizados en el modelo numérico de estabilización [HSC, 2011; Perry, 2011].....	59
Tabla 3.8. Ecuaciones implementadas en la modelización del proceso Alchimix.....	61
Tabla 3.9. Límites de emisión para contaminantes de referencia [Anexo IV 27. D 833/1975]	67

Tabla 3.10. Valores límite de inmisión asociados a la salud humana modificados para algunos contaminantes según [RD 1073/2002].	67
Tabla 3.11. Límites de inmisión según [RAMIP; 1961] y límites de emisión en forma implícita.	67
Tabla 3.12. Limitaciones para la emisión de COVs en gases residuales por tipo de actividad, según [RD 117/2003].	68
Tabla 3.13. Límites de exposición para mercaptanos [INSHT; 2011]	68
Tabla 3.14. Características técnicas de los rellenos Lanpac (Cortesía de Lantec Products)	70
Tabla 3.15. Composición de óxidos típica del clínker de cemento Portland [Duda, 1977].	77
Tabla 3.16. Relación en peso de los óxidos metálicos con las fases básicas del clínker	77
Tabla 3.17. Prescripciones técnicas de los cementos según clase de resistencia [IT RC-03]	79
Tabla 3.18. Resumen de fuentes y origen de los datos de los inventarios	85
Tabla 3.19. Reducciones consideradas en el ACV para la nueva línea de producción de clínker (L6)	88
Tabla 3.20. Precios de mercado considerados en el estudio de la repercusión sobre los costes de fabricación de clínker	95
Tabla 3.21. Datos básicos para el análisis económico.	98
Tabla 4.1. Calendario e hitos de los principales periodos de pruebas y puesta en marcha de la planta piloto	101
Tabla 4.2. Criterios de aceptabilidad de residuos en depósito controlado [D 1/1997]	102
Tabla 4.3. Resultados de las analíticas sobre los fangos deshidratados (sobre sólido; M significa muestra)	102
Tabla 4.4. Resultados de las analíticas sobre el Neutral (sobre sólido; M significa muestra)	103
Tabla 4.5. Composición de la purga del lavador	105
Tabla 4.6. Resultado de las condiciones básicas de emisión en la prueba preliminar de emisión de gases	106
Tabla 4.7. Resultados de los análisis realizados en la prueba preliminar de contaminantes emitidos a la atmósfera	106
Tabla 4.8. Resultados de las pruebas de optimización del sistema de lavado de amoníaco	107
Tabla 4.9. Realización de medidas oficiales de contaminación en los gases emitidos.	108
Tabla 4.10. Análisis Químico de las 4 muestras de fango estabilizado con cal (Neutral) 1A-4A.	113
Tabla 4.11. Resultados de las pérdidas de peso de las de fango estabilizado a distintas temperaturas.	114
Tabla 4.12. Pérdida al fuego contenido en CaO y CO ₂ de las muestras de Neutral (1 A-4 A) y de CaO.	115
Tabla 4.13. Cálculo del contenido de calcita, portlandita y CaO en las muestras de fangos estabilizado y de óxido de calcio.	115
Tabla 4.14. Composición mineralógica de los productos de estabilización de los fangos deshidratados con cal (Neutral) a partir de los datos de TG y análisis químico.	117
Tabla 4.15. Cálculo del contenido en CaCO ₃ (s) en las muestras analizadas en el ensayo de carbonatación a partir de la determinación del contenido equivalente en CO ₂ (g) determinado por ICCET.	118
Tabla 4.16. Resultados de la microbiología de los fangos EDAR.	119
Tabla 4.17. Resultados de la microbiología del inertizado, Neutral.	120
Tabla 4.18. Resultados del control microbiológico del entorno de la planta piloto	122
Tabla 4.19. Coeficientes máxicos de las reacciones estequiométricas planteadas.	127
Tabla 4.20. Coeficientes estequiométricos máxicos (rcm) de las reacciones planteadas en el modelo de proceso.	127
Tabla 4.21. Parámetros de control de proceso (CaO/Fangos y recirculación) y composición del la cal viva (ficha de producto fabricante)	130
Tabla 4.22. Composición de los fangos de entrada (según analítica)	130
Tabla 4.23. Resultado del cálculo de la entalpía global de las reacciones de degradación de la materia orgánica.	132
Tabla 4.24. Casos considerados en la calibración del modelo. Valoración de la calidad del modelo de proceso desarrollado.	133
Tabla 4.25. Resultados del análisis de sensibilidad	134
Tabla 4.26. Cifras globales de la prueba industrial de producción de cemento a partir de fangos estabilizados con cal.	135

Tabla 4.27 Resultados del análisis realizado sobre el crudo utilizando una sustitución con fango estabilizado con óxido de calcio, Neutral; y los obtenidos con la fabricación de crudo con el calcáreo habitual.	136
Tabla 4.28 Resultados del análisis de contenido en óxido de calcio, óxido de magnesio, carbonato de calcio y materia orgánica total realizado sobre el crudo utilizando una sustitución con fango estabilizado con óxido de calcio, Neutral; y los obtenidos con la fabricación de crudo con el calcáreo habitual.	136
Tabla 4.29 Resultados del análisis realizado sobre el clínker fabricado utilizando una sustitución con fango estabilizado con óxido de calcio, Neutral; y los obtenidos con la fabricación de crudo con el calcáreo habitual.	137
Tabla 4.30 Comparación de la composición media de los clínkeres fabricados con la composición potencial.	138
Tabla 4.31 Resultados del análisis del cemento obtenido.	141
Tabla 4.32. Características de las mallas utilizadas en el estudio.	143
Tabla 4.33 Ubicación de la estación meteorológica de Rellinars.	144
Tabla 4.34. Parámetros calculados caracterizando el campo de vientos en Rellinars. Datos del año 2009.	145
Tabla 4.35 Formato de la serie de datos original para el día 01.01.2009.	146
Tabla 4.36 Tabla de comprobación del cumplimiento de los niveles de emisión e inmisión según legislación aplicable.	149
Tabla 4.37 Parámetros seleccionados de los datos de inventario de la producción de clínker en los tres escenarios considerados.	151
Tabla 4.38. Caracterización de tres escenarios por los métodos IPCC y CML2000 (por kg de clínker).	152
Tabla 4.39. Caracterización y evaluación de daños. Ecoindicador 99 (valor medio)	154
Tabla 4.40 Parámetros seleccionados del inventario de producción de 1 kg de clínker (sin sustitución, con aprovechamiento energético de fangos de depuradora secos y con aprovechamiento de inertizado de fangos de depuradora como materia prima alternativa.	156
Tabla 4.41 Caracterización de ambos escenarios en comparación con la producción de clínker sin sustitución por los métodos IPCC y CML2000 (por kg de clínker).	158
Tabla 4.42 Caracterización y evaluación de daños por Ecoindicador 99 (valor medio) para los casos de sustitución de materia prima y combustible.	159
Tabla 4.43. Ahorro porcentual para la cementera en energía y créditos de CO ₂ al realizar sustitución.	163
Tabla 4.44. Análisis de sensibilidad al incremento del precio de la energía del ahorro en términos de energía y créditos de CO ₂ adicionales para la fábrica de cemento al realizar la sustitución.	163
Tabla 4.45 Análisis de sensibilidad al incremento del precio de los créditos de CO ₂ del ahorro en términos de energía y créditos de CO ₂ adicionales para la fábrica de cemento al realizar la sustitución.	164
Tabla 4.46. Planta Alchimix. Capacidad de tratamiento.	167
Tabla 4.47 Planta Alchimix. Consumo y coste en CaO.	167
Tabla 4.48. Resultados para el análisis del canon mínimo. Proceso Alchimix.	168
Tabla 4.49 Planta de secado con cogeneración proyectada. Datos básicos. [Elaboración propia]	169
Tabla 4.50 Datos básicos del sistema de Secado térmico con cogeneración proyectado (ACA, 2011).	170
Tabla 4.51. Resultados para el análisis del canon mínimo. Secado Térmico.	173
Tabla 4.52 Datos económicos para alternativas de tratamiento de fangos según Hall [Hall, 2000]	174
Tabla 4.53 Canon de tratamiento calculado a partir de los datos del trabajo de Hall.	174
Tabla 4.54 Datos económicos para alternativas de tratamiento de fangos según Murray [Murray, 2006].	175
Tabla 4.55 Canon de tratamiento calculado a partir de los datos del trabajo de Murray.	175
Tabla 4.56 Comparación de los costes de tratamiento y coste de la gestión final de los fangos EDAR.	176

Índice de figuras

Figura 1.1 Esquema líneas de agua y fangos en una depuradora de aguas residuales urbanas incluyendo degradación aerobia con fangos activados, digestión aerobia de fangos y tratamiento terciario de la línea de aguas.....	10
Figura 1.2 Evolución de la generación de fangos EDAR en España en el periodo 1999 – 2009. Elaboración propia a partir de datos de Eurostat.	11
Figura 1.3. Etapas del proceso de gestión de fangos: generación, posibilidades de pretratamientos y destinos finales.	12
Figura 1.4. Previsión de la evolución de los porcentajes de gestión de fangos EDAR para los pretratamientos y destinos finales hasta el 2014 [Adaptado de PAGF EDAR, 2009].....	19
Figura 1.5 Esquema de la tecnología de secado indirecto con aceite térmico (elaboración propia a partir de datos de Proyecto Ejecutivo de la instalación de secado de fangos de Montornés).....	24
Figura 1.6 Esquema de la tecnología de secado VOMM (elaboración propia a partir de información de VOMM).....	25
Figura 1.7 Diagrama esquemático de un sistema de estabilización con cal [McFarland, 2001].....	26
Figura 1.8 Esquema de proceso de un proceso típico de estabilización líquida con cal [Turovskiy, 2006]	27
Figura 1.9. Aportación elemental en las materia primas alternativas en la fabricación de cemento [Cembureau; 2006]. Elaboración propia a partir de datos en la referencia indicada.	31
Figura 1.10. Etapas del ACV [ISO 14040: 2006]	32
Figura 1.11. Esquema general de las vías de gestión planteadas como alternativas en estudio	34
Figura 3.1 Figura descriptiva del proceso patentado por Girovich. [US Patent 5.435.923, 1995]	39
Figura 3.2 Planta móvil de tratamiento de residuos peligrosos (marpol y colas de destilación de petróleo) basado en reactor tipo MID-MIX [Yunirisk, 2011]	41
Figura 3.3 Aspecto de los fagos EDAR deshidratados (3.3a) y Neutral (3.3b).....	41
Figura 3.4 Diagrama básico del proceso de tratamiento de fangos EDAR Alchimix. Elaboración propia.....	42
Figura 3.5 Esquema del sistema de recepción y alimentación de fangos. Sistema Alchimix.	43
Figura 3.6 Diagrama de la planta piloto. Esquema en planta y distribución de los equipos. Planta piloto Alchimix en Coll Cardús. Sistema Alchimix.	44
Figura 3.7 Detalles constructivos de los reactores de mezcla Alchimix.....	45
Figura 3.8 Planta Alchimix en fase de construcción.....	46
Figura 3.9 Detalle del punto de introducción del Neutral recirculado y premezclador.....	47
Figura 3.10. Vista global de la planta Alchimix terminada	48
Figura 3.11. Ubicación geográfica de los centros de producción de óxido de calcio en España [ANCADE; 2009]	56
Figura 3.12. Dispositivo para el ensayo de reactividad [UNE-EN 459-2:2001]	57
Figura 3.13. Curvas de reactividad de los dos proveedores analizados.	57
Figura 3.14. Dimensiones principales de los reactores de mezcla	63
Figura 3.15. Dimensiones principales del filtro de mangas.....	63
Figura 3.16 Esquema básico del lavador de gases diseñado y utilizado en la planta piloto de Alchimix.....	69
Figura 3.17. Esquema para la operación del modelo Aermod View (elaboración propia a partir de Lakes Environmental). [Lakes, 2011].....	72
Figura 3.18. Esquema de los tres tipos de fuentes valoradas en el cálculo de la concentración por Aermod (elaboración propia a partir de Lakes Environmental). [Lakes, 2011].....	75
Figura 3.19. Diagrama del sistema definido como “Base”.....	83
Figura 3.20. Diagrama del sistema integrado de los escenarios “Secado” y “Alchimix”.	84
Figura 3.21. Esquema de la fábrica de clínker tipo [Ciments Molins, 2010]	88
Figura 3.22. Diagrama de proceso simplificado de la planta de secado térmico de fangos EDAR a baja temperatura STC [elaboración propia a partir de datos de STC].....	91
Figura 3.23. Itinerarios de transporte entre plantas considerados en el estudio.....	93
Figura 3.24. Esquema de cálculo de los ahorros en energía y CO ₂ en la fabricación de clínker.....	94

<i>Figura 4.1. Microscopía electrónica (SEM) de fangos EDAR de la planta de Metrofang Besòs deshidratados</i>	109
<i>Figura 4.2. Microscopía electrónica (SEM) del óxido de cal (CaO) utilizado en la planta piloto</i>	110
<i>Figura 4.3. Microscopía electrónica (SEM) de una muestra de Neutral al 20% de adición de CaO (M1) a la salida del reactor de mezcla, a la salida del reactor de maduración (M2) y a la salida de reactor de mezcla para un ensayo de estabilización con un 30% de CaO.</i>	110
<i>Figura 4.4 Difractogramas de las muestras producto 1 A (4.4a); 2 A (4.4 b), 3 A (4.4 c), 4 A (4.4 d), CaO-1 (4.4 e).</i>	111
<i>Figura 4.5 Espectro FTIR de las muestras producto 1 A; 2 A, 3 A, 4 A (4.5 a) y CaO (4.5 b).</i>	113
<i>Figura 4.6 ATD/TG de la muestra de fango estabilizada 1A en aire (4.6a) y en nitrógeno (4.6b.)</i>	115
<i>Figura 4.7 ATD/TG de las muestras de fango estabilizadas (Neutral: 1A-4A) en aire.</i>	116
<i>Figura 4.8 Curva de carbonatación del Neutral</i>	118
<i>Figura 4.9. Espectros DRX de clínker fabricado con Neutral (CAM4C(5,6)) y clínker sin sustitución (PCH30) [IETCC; 2010]</i>	139
<i>Figura 4.10 Morfología clínker C.A.M. 4C(5), (5% de Neutral, horno 4C, fabricado 05.02.2010) [IETCC, 2010]</i>	140
<i>Figura 4.11 Morfología clínker C.A.M. 4C(6), (5% de Neutral, horno 4C, fabricado 06.02.2010) [IETCC, 2010]</i>	140
<i>Figura 4.12 Morfología clínker PCH30, (Producción habitual horno 30, sin sustitución) [IETCC, 2010]</i>	140
<i>Figura 4.13. Representación de la topografía en 3D de la zona considerada para la modelización.</i>	144
<i>Figura 4.14 Rosa de vientos (4.14 a.) y distribución ajustada de Weibull (4.14 b.) para la estación de Rellinars. Datos del año 2009</i>	145
<i>Figura 4.15 Perfil mensual de la velocidad media del viento. Estación de Rellinars. Datos del año 2009.</i>	146
<i>Figura 4.16 Medias anuales para las inmisiones de amoníaco a) detalle escala 1:25.000; b) detalles escala 1:10.000. Valor máximo 2,468 $\mu\text{g}/\text{m}^3$</i>	147
<i>Figura 4.17. Valores de inmisión para el percentil 99,6 de la concentración de partículas. Escala. 1:10.000</i>	148
<i>Figura 4.18. Impactos ambientales determinados por la metodología CML2000 en la producción de clínker en los escenarios considerados</i>	153
<i>Figura 4.19. Huella ambiental de los escenarios considerados.</i>	155
<i>Figura 4.20 Impactos ambientales determinados por CML2000 en la producción de clínker a través de los escenarios de sustitución propuestos y en relación al caso de no realizar sustitución.</i>	159
<i>Figura 4.21 Comparación según índices de caracterización. Metodología Ecoindicador 99 (HA)</i>	160
<i>Figura 4.22 Influencia de la cantidad de fangos EDAR sustituidos en los indicadores de CO₂-eq y demanda de exergía acumulada para los escenarios de sustitución contemplados y en relación al caso de no realizar sustitución.</i>	161
<i>Figura 4.23. Influencia de la cantidad de fangos EDAR sustituidos en el análisis de daños para los escenarios de sustitución considerados y en relación al caso de no realizar sustitución.</i>	162
<i>Figura 4.24 Ahorro porcentual para la cementera en energía y créditos de CO₂ adicionales al realizar sustitución.</i>	163
<i>Figura 4.25 Variación del ahorro económico en la fabricación de clínker en términos de energía y emisiones de CO₂ en función del incremento del precio de la energía a tasa constante de sustitución energética equivalente del 10%.</i>	165
<i>Figura 4.26 Diagrama de balance térmico de un motor de cogeneración tipo. Elaboración propia a partir de datos de [Jenbacher, 2011].</i>	169

RESUM

Les depuradores d'aigües residuals urbanes produeixen una varietat de residus durant la seva operació, la tipologia dels quals te a veure amb el disseny del procés de depuració. La problemàtica que s'aborda al present document es refereix als fangs generats com a resultat de la mencionada depuració. S'estima que l'any 2010 la producció de fangs (mesurats com a matèria seca) va suposar a nivell mundial més de 31 milions de tones anuals a Europa, uns 8,3 milions a Espanya uns 1,5 milions i a Catalunya unes 155.000 tones anuals.

Després de la prohibició del seu abocament a les aigües continentals o al mar, establerta a nivell europeu per la Unió Europea [Directiva 91/271 CEE] i a continuació a Espanya [RD 11/95], els llots de depuradora han de ser objecte essencialment d'un tractament previ, i posterior utilització o disposició controlada.

Les principals alternatives d'utilització o disposició dels llots de depuradora inclouen la seva aplicació al sol, previ tractament, amb fins de fertilització i reciclatge de nutrients i de matèria orgànica, la seva valorització energètica en totes les seves variants i la disposició en abocador.

Prèviament a la utilització o disposició es pot requerir un tractament previ, ja sigui de tipus orgànic (essencialment constituït pel compostatge amb altres materials orgànics), l'assecatge o bé els tractaments físico-químics, entre els quals s'inclouen l'estabilització per addició d'agents alcalins.

L'estabilització permet aconseguir en un sol pas la reducció o eliminació de vectors patògens, l'eliminació d'olors i la reducció del potencial de putrefacció. La seva base és l'alteració de les característiques físico-químiques del medi dels fangs per addició dels agents alcalins.

Un dels processos d'inertització, objecte d'anàlisi al treball plantejat en aquesta tesi, és el tractament per addició d'òxid càlcic. Essencialment es un tractament físico-químic que permet l'obtenció d'un producte sec mitjançant l'addició d'òxid càlcic (cal viva) al fang de depuradora. La utilització d'òxid càlcic per al tractament de fangs és un mètode habitualment referenciat. Tot i això, la seva utilització està limitada normalment al tractament dels llots com a estabilitzador en petites aplicacions i per la via humida. L'aplicació a escala industrial requereix la utilització d'un reactor adequat i està basada en l'addició al fang d'una quantitat suficient de cal a l'interior del mateix. La humitat present als fangs, en contacte amb la cal viva, provoca reaccions d'hidratació de la cal i de degradació de la matèria orgànica. Ambdós processos són exotèrmics. Això permet l'evaporació de part de l'aigua present als fangs.

El resultat de les reaccions químiques i de l'evaporació de l'aigua produïda s'orienta a obtenir un producte sec (10% en humitat), en forma de pols i amb una reducció de massa en relació amb el fang d'entrada de l'ordre del 40%.

La tesi realitzada s'ha englobat dintre de la tasca 6b del macroprojecte Sostaqua, dintre del programa CENIT promogut pel "Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial" (CDTI), que té com a objectiu la creació de nou coneixement per contribuir a un cicle de l'aigua sostenible. Essent els fangs de depuradora part d'aquest cicle, la tasca 6b ha intentat demostrar la viabilitat del tractament de llots per l'addició d'agents alcalins, en aquest cas per addició d'òxid càlcic.

Els treballs realitzats s'han desenvolupat sobre la base de l'anàlisi de la viabilitat tècnica, econòmica i ambiental de l'alternativa proposada, utilitzant per a això les metodologies considerades com a normalitzades per a l'estudi de cadascun dels diferents aspectes concrets que es desenvolupen.

El desenvolupament de la planta s'ha realitzat dintre d'un marc d'enginyeria concurrent, tot realimentant el procés de disseny a través de l'anàlisi, principalment, dels aspectes ambientals i, més concretament, participant de manera directa en l'optimització dels sistemes de depuració de gasos basats, principalment, en la reducció de les emissions de partícules i amoníac.

La viabilitat tècnica de la tecnologia proposada s'ha demostrat a través de la demostració per part de la planta pilot, del seu funcionament de forma ininterrompuda durant els períodes de prova establerts i en absència d'avaries o incidències, si bé això ha comportat un període previ de desenvolupament i optimització mecànics de la instal·lació. L'anàlisi de la viabilitat tècnica del procés així com la comprensió dels fenòmens que regeixen les seves transformacions s'ha basat, així mateix, en la confecció i calibratge del model numèric del procés, que ha estat ajustat amb ajuda dels resultats de les anàlisis realitzades sobre els materials d'entrada, sortida i gasos. El model numèric permet la deducció de l'entalpia conjunta més probable de les reaccions de degradació de matèria orgànica i s'ha preparat per la seva implementació en un autòmat industrial pel control automàtic de la planta pilot. Per altra banda, la hipòtesi d'eliminació dels agents patògens com a mesura de l'eficàcia del procés d'estabilització ha estat comprovada a través de les anàlisis microbiològiques. Per altra banda s'ha demostrat la viabilitat de la integració del procés amb la cimentera a través de la realització efectiva de la prova industrial de incorporació del Neutral al cru de clíinker.

S'ha desenvolupat l'estudi comparatiu de la rendibilitat de dos processos de tractament de fangs, entre els quals s'ha inclòs tant la planta de tractament amb òxid càlcic como una instal·lació de la mateixa capacitat de tractament en base a assecatge tèrmic de fangs. Els resultats obtinguts mostren que el cànon mínim per a l'obtenció d'una rendibilitat moderada (7%) per a la planta d'assecatge tèrmic s'avalua en uns 80-93 €/t, mentre que per al tractament per addició d'òxid càlcic s'avalua en 42-45 €/t, en les condicions de conjuntura econòmica i preus industrials a Espanya de setembre de 2011. S'ha de ressaltar el fet que per a la seva gestió en cimentera el cost de la via de gestió per assecatge tèrmic es veu incrementat per les taxes de la cimentera en concepte d'eliminació de residus que s'avaluen en uns 25 a 30 euros per tona de fang sec.

L'anàlisi de viabilitat realitzada mostra la variació dels imports davant la variació dels principals paràmetres que afecten a cada tipus de tractament: el preu de l'energia en un cas i el preu de la cal com a additiu en l'altre.

L'anàlisi ambiental de la planta s'ha realitzat, principalment, des de dos punts de vista diferents: l'anàlisi de l'afecció immediata a l'entorn a través de l'anàlisi de les seves emissions en contrast amb els límits establerts per la legislació aplicable i normes de seguretat, realitzant campanyes de medició a la pròpia planta i realitzant, així mateix, el càlcul de les immissions potencials; i, per altra banda, els efectes a llarg termini des del punt de vista del cicle de vida del clíinker, pel qual s'ha desenvolupat un estudi del tipus ACV tal i com es descriu a la norma ISO 14040-44: 2006.

Així mateix, la realització de les anàlisis i caracterització previs, de tipus químic, morfològic i tèrmic, i la seva comprovació a través d'una prova a escala industrial de la valorització del

producte de l'estabilització com a matèria primera alternativa per a la producció de ciment, ha estat desenvolupada, presentant-se els resultats al document. S'ha d'assenyalar que la composició química del material inertitzat obtingut del procés és coherent amb els requisits plantejats per les cimenteres i que s'erigeix com a un possible aportador de calci en substitució del material calcari presentant, així mateix, l'avantatge de no estar carbonatat quan es produeix i transporta en condicions òptimes.

Tant la qualitat del clíner produït amb l'addició d'inertitzat como la del ciment produït en base a aquest clíner tampoc altera les seves propietats respecte als productes de referència que constitueixen la producció normal de la cimentera, ajustant-se als requeriments de las normes de qualitat de la posada de ciments en obra.

En base a tot això, s'ha considerat que el procés proposat constitueix una alternativa viable per a la gestió dels fangs EDAR. Considerant que l'esmentada gestió és una tasca de difícil realització, degut a les dificultats tècniques que implica, convé diversificar les alternatives de tractament de manera que s'eviti el màxim possible la seva disposició última a abocador.

RESUMEN

Las depuradoras de aguas residuales urbanas producen una variedad de residuos durante su operación, la tipología de los cuales viene en función del diseño del proceso de depuración. La problemática que se aborda en la presente tesis se refiere a los fangos generados como resultado de dicha depuración. Se estima que en el año 2010 la producción de fangos (medidos como materia seca) supuso a nivel mundial más de 31 millones de toneladas anuales, en Europa unos 8,3 millones, en España unos 1,5 millones y en Catalunya unas 155.000 toneladas anuales.

Tras la prohibición de su vertido a las aguas continentales o al mar establecida a nivel europeo por la Unión Europea [Directiva 91/271 CEE] y a continuación en España [RD 11/95], los fangos de depuradora deben de ser objeto, esencialmente previo tratamiento, de utilización o disposición controlada.

Las principales alternativas de utilización o disposición de los fangos de depuradora incluyen su aplicación al suelo, previo tratamiento, con fines de fertilización y reciclaje de nutrientes y de materia orgánica, su valorización energética en todas sus variantes y la disposición en vertedero.

Previamente a la utilización o disposición puede requerirse un tratamiento previo, ya sea de tipo orgánico (esencialmente constituido por el compostaje con otras enmiendas orgánicas), el secado o bien los tratamientos físico-químicos, entre los cuales se incluye la estabilización por adición de agentes alcalinos.

La estabilización permite conseguir en un solo paso la reducción o eliminación de vectores patógenos, la eliminación de olores y la reducción del potencial de putrefacción. Su base es la alteración de las características físico-químicas del medio de los fangos por adición de los agentes alcalinos.

Uno de los procesos de inertización, objeto de análisis en el trabajo planteado en la presente tesis, es el tratamiento por adición de óxido de calcio. Esencialmente es un tratamiento físico-químico que permite la obtención de un producto seco mediante la adición de óxido de calcio (cal viva) al fango de depuradora. La utilización de óxido de calcio para el tratamiento de fangos es un método habitualmente referenciado. Sin embargo su utilización está limitada normalmente al tratamiento de los fangos como estabilizador en pequeñas aplicaciones y por vía húmeda. La aplicación a escala industrial requiere la utilización de un reactor adecuado y está basada en la adición al fango de una cantidad suficiente de cal en el interior del mismo. La humedad presente en los fangos, en contacto con la cal viva, provoca reacciones de hidratación de la cal y de degradación de la materia orgánica. Ambos procesos son exotérmicos. Ello permite la evaporación de parte del agua presente en los fangos.

El resultado de las reacciones químicas y de la evaporación de agua producida se orienta a obtener un producto seco (10% en humedad) en forma de polvo y con una reducción de masa en relación con el fango de entrada del orden del 40%.

La tesis realizada se ha englobado dentro de la tarea 6b del proyecto Sostaqua dentro del programa CENIT promovido por el Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI). Este tenía como objetivo la creación de nuevo conocimiento para contribuir a un ciclo del agua sostenible. Siendo los fangos de depuradora parte de dicho ciclo, la tarea 6b ha intentado

demostrar la viabilidad del tratamiento de fangos por la adición de agentes alcalinos, en este caso por adición de óxido de calcio.

Los trabajos realizados se han desarrollado sobre la base del análisis de la viabilidad técnica, económica y ambiental de la alternativa propuesta, utilizando para ello las metodologías consideradas como normalizadas para el estudio de cada uno de los diferentes aspectos concretos que se desarrollan. Una parte muy importante del trabajo experimental de validación de la tecnología estudiada ha tenido lugar a nivel de planta piloto.

El desarrollo de la planta se ha realizado dentro de un marco de ingeniería concurrente, realimentando el proceso de diseño a través del análisis principalmente de los aspectos ambientales y más concretamente participando de manera directa en la optimización de los sistemas de depuración de gases, basados principalmente en la reducción de las emisiones de partículas y amoníaco.

La viabilidad técnica de la tecnología propuesta se ha estudiado a través de los experimentos realizados a cabo en la planta piloto a partir de su funcionamiento de forma ininterrumpida durante los periodos de prueba establecidos y en ausencia de averías o incidencias, si bien ello ha conllevado un periodo previo de desarrollo e optimización mecánicos de la instalación. El análisis de la viabilidad técnica del proceso así como la comprensión de los fenómenos que rigen sus transformaciones se ha basado, asimismo, en la confección y calibración del modelo numérico del proceso, que ha sido ajustado con ayuda de los resultados de los análisis realizados sobre las corrientes de entrada y de salida de la planta. El modelo numérico permite la deducción de la entalpía conjunta más probable de las reacciones de degradación de materia orgánica y se ha preparado para su implementación en una autómatas industrial para el control automático de la planta piloto. Por otra parte, la hipótesis de eliminación de los agentes patógenos como medida de la eficacia del proceso de estabilización ha sido comprobada a través de los análisis microbiológicos. Por otra parte se ha demostrado la viabilidad de la integración del proceso con la cementera a través de la realización efectiva de la prueba industrial de la incorporación del Neutral al crudo de clínker.

Se ha desarrollado el estudio comparativo de la rentabilidad de dos procesos de tratamiento de fangos, entre los que se ha incluido tanto la planta de tratamiento con óxido de calcio como una instalación de la misma capacidad de tratamiento en base a secado térmico de fangos. Los resultados obtenidos muestran que el canon mínimo para la obtención de una rentabilidad moderada (7%) para la planta de secado térmico se evalúa en el rango 80-93 €/t, mientras que para el tratamiento por adición de óxido de calcio se evalúa en 42-45 €/t, en las condiciones de coyuntura económica y precios industriales en España de septiembre de 2011. Cabe resaltar el hecho de que para su gestión en cementera el coste de la vía de gestión por secado térmico se ve incrementado por las tasas de la cementera en concepto de eliminación de residuos que se evalúan en unos 25 a 30 euros por tonelada de fango seco

El análisis de viabilidad realizado muestra la variación de dichos importes ante la variación de los principales parámetros que afectan a cada tipo de tratamiento: el precio de la energía en un caso y el precio de la cal como aditivo en el otro.

El análisis ambiental del proceso se ha realizado principalmente desde dos puntos de vista diferentes. En una primera fase se realizó el análisis de la afección inmediata al entorno a través

del análisis de sus emisiones en contraste con los límites establecidos por la legislación aplicable y normas de seguridad, realizando campañas de medición en la propia planta y realizando asimismo el cálculo de las inmisiones potenciales. En una segunda etapa se han estudiado los efectos a largo plazo desde el punto de vista del ciclo de vida del clínker, para lo cual se ha desarrollado un estudio de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) tal y como se describe en la norma ISO 14040-44: 2006.

Asimismo, se ha realizado la caracterización química, física y térmica a través de una prueba a escala industrial de la valorización del producto de la estabilización como materia prima alternativa para la producción de cemento. Cabe reseñar que la composición química del material inertizado obtenido del proceso cumple con los requisitos planteados por las cementeras y que se erige como un posible aportador de calcio en sustitución del material calcáreo, presentando, asimismo, la ventaja de no estar carbonatado cuando se produce y transporta en condiciones óptimas.

Los estudios realizados han demostrado que tanto la calidad del clínker producido con adición de inertizado como la del cemento producido en base a dicho clínker tampoco altera sus propiedades respecto a los productos de referencia que constituyen la producción normal de la cementera, ajustándose a los requisitos de las normas de calidad de la puesta de los cementos en obra.

En base a todo ello se ha considerado que el proceso propuesto constituye una alternativa viable para la gestión de los fangos EDAR. Considerando que dicha gestión es una tarea de difícil cometido, debido a las dificultades técnicas que implica, conviene diversificar las alternativas de tratamiento de modo que se evite lo máximo posible su disposición última a vertedero.

1. INTRODUCCIÓN

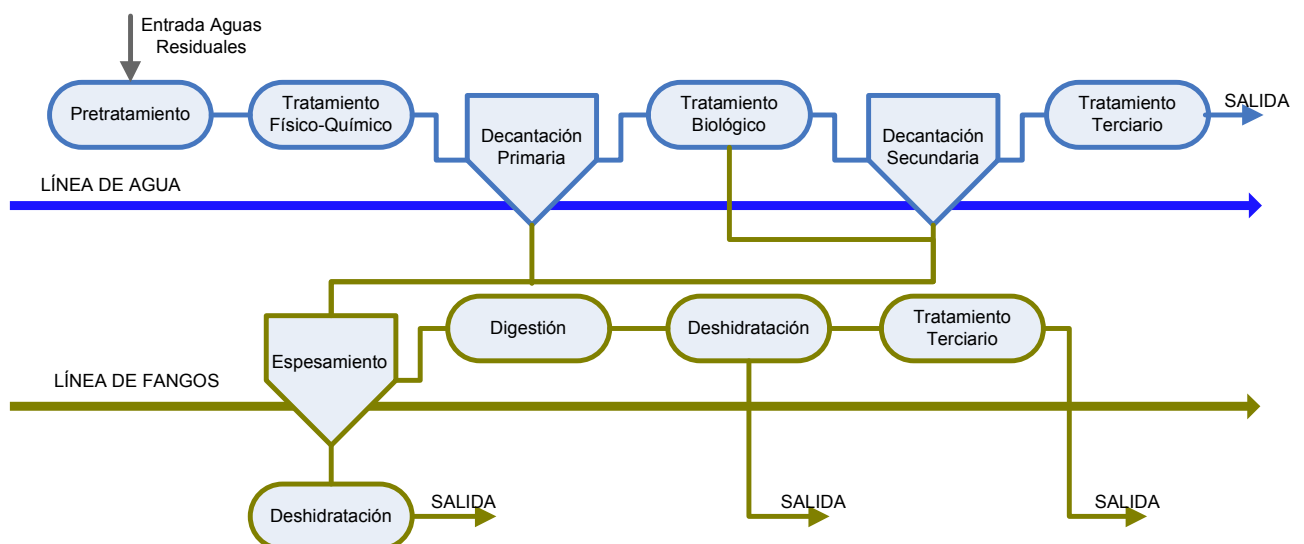
1.1 GENERACIÓN DE FANGOS DE DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS. CANTIDADES PRODUCIDAS

Las depuradoras de aguas residuales urbanas, producen una variedad de residuos durante su operación, la tipología de los cuales viene en función del diseño del proceso de depuración. La presente tesis está centrada en la problemática que se refiere a los fangos generados y se excluyen otros residuos generados por las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR), que son las instalaciones donde convergen los sistemas de alcantarillado y otras aguas residuales urbanas y donde se realiza la depuración de las mismas. Los fangos generados en las depuradoras se pueden clasificar en tres categorías en las que, por lo general, y de forma común se clasifican estos residuos: [Metcalf & Eddy, 2002].

- **Fangos primarios.** Producidos por los sistemas de filtración y decantación hidráulicas, que constituyen las primeras fases del tratamiento de depuración tras los desbastes.
- **Fangos secundarios.** Generados en las etapas subsiguientes de la depuradora en procesos de digestión aerobia, anaerobia y físico-químicos.
- **Fangos terciarios.** Generados en procesos ulteriores como pueden ser las evaporaciones, tratamientos de membrana (ultrafiltración, nanofiltración u osmosis inversa).

La figura 1.1 esquematiza el proceso de una depuradora moderna, haciendo una diferenciación conceptual entre la línea principal de depuración de aguas residuales, a través de diversos procesos de tratamientos que incluyen los físico-químicos, biológicos y terciarios; así como la línea de concentración y tratamiento de fangos que puede asimismo incluir una o varias de las etapas que se enuncian en la figura (espesamiento, digestión, tratamiento terciario y deshidratación).

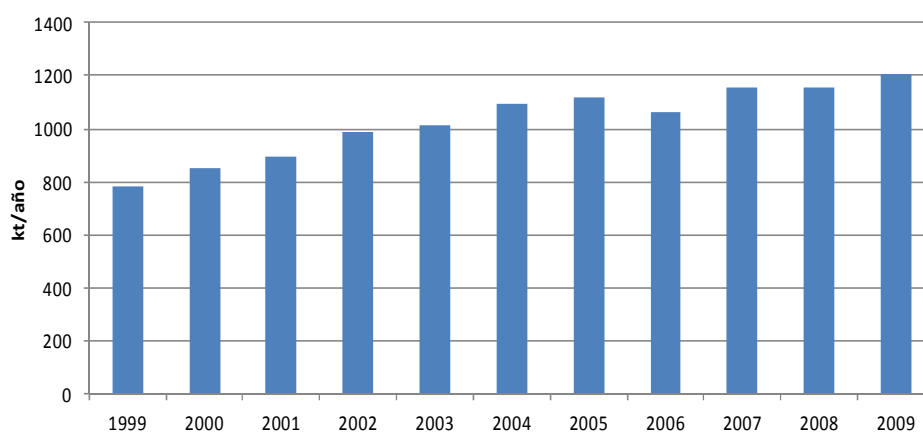
Figura 1.1 Esquema líneas de agua y fangos en una depuradora de aguas residuales urbanas incluyendo degradación aerobia con fangos activados, digestión aerobia de fangos y tratamiento terciario de la línea de aguas.



Se debe tener en cuenta que una planta de tratamiento de aguas residuales (EDAR), con reactor de fangos activados, genera aproximadamente 30 kg de fangos secos por persona y año [Mata;

2006]. En consecuencia, actualmente se generan más de 8 millones de toneladas anualmente en Europa (en el mundo más de 30 millones), en los EEUU alrededor de 7 Mt/a [Turovskiy, 2006], mientras que en España y en Catalunya la generación supera las 1,1 y 0,15 Mt/a, respectivamente. Por otra parte, se debe añadir, que además, en España, esta cantidad ha aumentado de forma significativa desde 1998, principalmente a causa del gran número de instalaciones que han entrado en servicio durante los últimos años [ACA; 2010]. De las citadas estadísticas puede deducirse la importancia del impacto ambiental y social generado por la producción de fangos EDAR y la necesidad de encontrar soluciones adecuadas para su gestión [Swanson, 2004; Hara, 2010]. En la figura 1.2 puede observarse la evolución en la generación de fangos EDAR en el periodo 1999 – 2009. Puede comprobarse asimismo el crecimiento continuado que ha seguido dicha generación pasando de menos de 800 kt/año en 1999 a 1200 kt/año en 2009.

Figura 1.2 Evolución de la generación de fangos EDAR en España en el periodo 1999 – 2009. Elaboración propia a partir de datos de Eurostat.



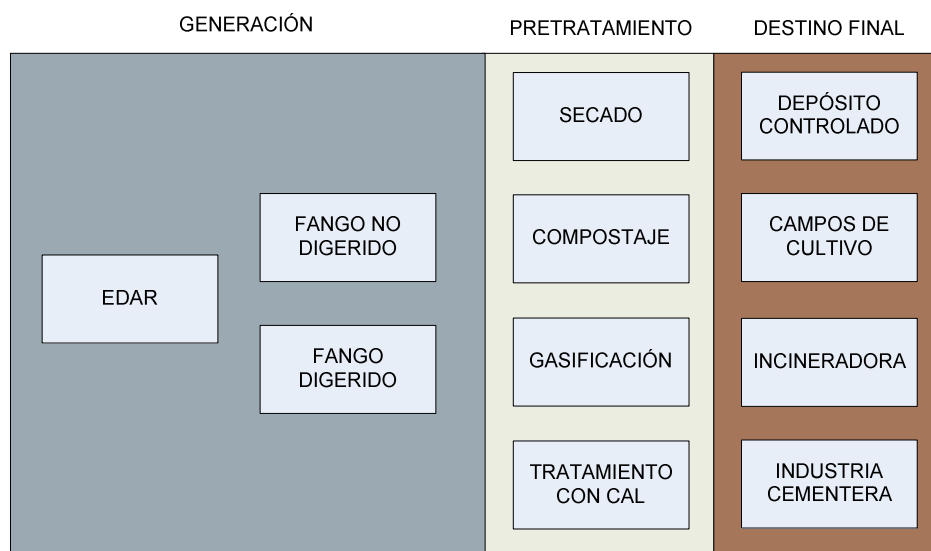
1.2 GESTIÓN DE FANGOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Tras la prohibición de su vertido a las aguas continentales o al mar establecida a nivel europeo por la Unión Europea [Directiva 91/271 CEE], con su transposición en España [RD 11/95, de 28 de diciembre], se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, los fangos de depuradora deben de ser objeto, esencialmente previo tratamiento, de utilización o disposición controlada. Las principales alternativas de utilización o disposición de los fangos de depuradora son las siguientes. La aplicación al suelo, previo tratamiento, con fines de fertilización y reciclaje de nutrientes y de materia orgánica [Bengston, 2004; Bougnier, 2006]; valorización energética en todas sus variantes y disposición en vertedero [Lundin, 2004; Lederer, 2010; Donatello, 2010].

El orden señalado para las alternativas de disposición o utilización es el que define la jerarquía en la gestión de los residuos y que por tanto es aplicable a los fangos de depuradora de acuerdo con la legislación española, que transpone la Europea [Ley 10/1998 de Residuos; Directiva 91/156 CEE]. Previamente a la utilización o disposición puede requerirse un tratamiento previo, esencialmente de tres tipos: tratamiento orgánico (compostaje con otras materias orgánicas o bien un tratamiento anaeróbico); secado y tratamientos físico-químicos [Smith, 2008; De-Baere, 2008; Boran, 2010].

Las vías de gestión de fangos y los destinos finales posibles se estructuran como muestra la figura 1.3. Si bien las alternativas se plantean de forma general, cabe reseñar que no todas de ellas son igual de convenientes en función de si los fangos de origen son digeridos (la EDAR dispone de proceso de digestión) o si bien son no digeridos. Básicamente por si en el destino final conviene un mayor o menor contenido en materia orgánica (asociado a su poder calorífico), o bien interesa el fango por su grado de estabilidad [EU, 2002; Moliner, 2006; Elías, 2005; Fytili, 2008].

Figura 1.3. Etapas del proceso de gestión de fangos: generación, posibilidades de pretratamientos y destinos finales.



En el caso de España, tal como señala el *Plan Nacional de Fangos de Depuradora* [PNLD, 2007]; siempre que los fangos de depuración cumplan con los requisitos legales, incluidos los que puedan establecerse en el futuro (bajo contenido en metales pesados y otros contaminantes orgánicos, así como en patógenos, y exista disponibilidad de suelo apto para su aplicación) se considera que la opción más sostenible es el reciclaje de nutrientes y materia orgánica mediante su aplicación al suelo.

Para su empleo en suelos es obligado someter los fangos a tratamientos biológicos (aerobios o anaerobios), térmicos (secado o pasteurización), químicos (estabilización con cal) o almacenamientos prolongados [Burowski, 2007]. Con el fin de potenciar y mejorar el reciclaje de este tipo de residuos se hace necesario el impulso y fomento de líneas de tratamiento para los fangos, así como la previsión de equipamientos científicos y técnicos para su análisis y el seguimiento de sus aplicaciones al suelo y para la analítica inicial y periódica de los terrenos donde se aplica [Wei, 2001; Correa, 2006; Gantzer, 2011].

Desde el punto de vista de la prevención se hace necesaria la realización de estudios y análisis con el fin de detectar el origen último de la contaminación contenida en los fangos de depuración, así como en la implantación de tecnologías de depuración diseñadas teniendo en cuenta que esos fangos, o parte de ellos, irán destinados a su aplicación al suelo, siempre que no sobrepasen los límites establecidos [Clarke, 2008; Hoffmann, 2010].

Adicionalmente su utilización conlleva crear una aceptación pública [Bengtson, 2004]. Para ello es necesario mantener en primer lugar una vigilancia adecuada de las características de los fangos, de sus productos derivados y de su aplicación, evitando que puedan producirse problemas, ambientales y sanitarios a través de sistemas de control de calidad (caracterización de los fangos,

verificación de la reducción de patógenos, análisis de la presencia de contaminantes orgánicos, contaminación por metales pesados provenientes de fangos) [Romdhana, 2009; Clarke, 2010]. En segundo lugar es obligado desarrollar un adecuado proceso de información [Snyder, 2005; Song, 2010]. En el entorno europeo tanto Dinamarca, Francia, Finlandia y Luxemburgo reciclan en agricultura en torno al 60% de sus fangos de depuradora, siete países, entre ellos, España y Reino Unido reciclan entre 30 y 50% y uno (Grecia) lo hace en menos del 9% [Eurostat, 2010].

1.2.1 Aplicación de los fangos al suelo

La aplicación de fangos de depuradora en agricultura, dado su elevado contenido en materia orgánica y elementos nutritivos, puede utilizarse para mejorar las propiedades del suelo y también para reemplazar parcial o totalmente el uso de fertilizantes comerciales [Saijwan, 2003], [Hussein, 2010]. La materia orgánica contenida, además de favorecer la asimilación de nutrientes, incrementa la retención de agua, permitiendo una mejor adaptación de las raíces y mejora la estructura del suelo [Wong 1997; Almendro-Sande, 2007; Ramirez, 2008]. La aplicación de fangos al suelo puede ser uno de los métodos más económicos para su disposición y está ampliamente documentada [Wong, 1997; Akrivos, 2000; Beedor, 2008; Sing, 2008].

En nuestro país son reseñables los estudios realizados en Catalunya por el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), donde se analizan las limitaciones existentes a su utilización y la restauración de los valores normales de actividad microbiana y mineralización del carbono de sustratos para suelos compuestos por fangos EDAR compostados utilizando residuos de algodón como agente estructurante [Sánchez-Monedero, 2004]. El estudio comparativo revela cómo en sustratos compuestos por los mismos constituyentes pero sin ser compostados previamente no se recuperan los valores de equilibrio, y la disponibilidad biológica de los metales pesados no disminuye sino que permanece constante en el tiempo.

Singh et al. [Singh, 2008] analizó los efectos en el cambio de las características de los suelos y en el crecimiento de diferentes especies vegetales (pistacho, grano, cebada, lino, algodón, girasol, maíz, álamo y manzano) a través de la disposición de biosólidos en suelos, presentándose los resultados de dichos análisis en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Efecto de la aportación de fangos en el crecimiento, cosecha y acumulación de metales pesados [Singh; 2008]

Plantas	Caudal de aportación de fangos	Efectos en el crecimiento y cosecha	Efectos en la acumulación de metales
Pistacho	5,6 Mt/ha sms	Cosecha 30% superior respecto al control	Incremento en las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn y P
Grano	-para aportar 50, 100, 150 y 200 kgN/ha-a -10 t/ha X 17 años	Aumento en cosecha siendo superiores en adobo.	-
Cebada	2:1 y 10:1 v/v tierra. Irrigación agua corriente	Plantas robustas con incremento en desarrollo y mayor producción de biomasa.	-
Lino	2:1 y 10:1 v/v tierra. Irrigación agua corriente	Mejora de germinación con aumento de la cadencia de adobo. La máxima longitud de tallos y raíz y mayor área de hojas se obtiene con 20 t/ha y la mínima en el control sin abonar	-

Algodón	0, 10, 20, 30, 40 y 50 t/ha	Incremento en el peso medio	-
Girasol	0, 80, 160 y 320 t/ha		-
Maíz	0, 22, 45.5 y 90 g/bote	Incremento en cosecha siendo max 91 g/bote	Zn, Cu, Pb y Ni disminuyeron con el aumento dosis de fangos. Zn y Cu aumentaron en suelo alcalino
Álamo	5:1 y 10:1 v/v tierra. Irrigación agua corriente	Incremento en altura y diámetro. Máxima altura con mínimo abobo.	-
Manzano	0, 12.5, 25, 50 y 75 t/ha. Durante 2 años	Incremento en cosecha, longitud de raíces.	Incremento en las concentraciones de Mn y Zn foliar (1 ^{er} año) y de Fe, Mn y Zn (2 ^o año)

Los resultados en la tabla 1.1 permiten identificar los beneficios de la aplicación de los fangos en relación a la cadencia de crecimiento de las especies vegetales, sin embargo es remarcable que la introducción de los metales pesados en la cadena trófica representa un serio riesgo para la salud de las especies animales y para los seres humanos. Sin embargo esta aplicación está sujeta a condiciones para no provocar impactos ambientales y sanitarios.

Tanto la legislación comunitaria [Directiva 86/278 CEE], como por la estatal [RD 1310/1990] imponen que la primera limitación a la utilización de los fangos es la exigencia de tratamiento, además establece unas exigencias control estadístico de los fangos producidos, de las cantidades dedicadas a fines agronómicos, de la composición y características de los fangos, tipos de tratamiento y del destinatario y lugar de aplicación [86/278 CEE; RD 1310/1990]. Asimismo junto con el control prescrito para los fangos establecen la necesidad de realizar controles del suelo, para asegurar la aplicación agronómicamente correcta y los límites de concentración de metales.

1.2.1.1 Metales

Tanto por la Directiva 86/278 como por el Real Decreto 1310/1990 se consideran como prioritarios principalmente zinc (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg) y cromo (Cr). La normativa vigente en materia de protección del medio ambiente y en particular de los suelos en la utilización de los fangos con fines agrícolas previamente citada regulan las condiciones en que se pueden ser aplicados en suelos agrícolas. En las tablas 1.2 y 1.3 se muestran los valores límite de concentración de metales pesados en los fangos usados en los suelos y las cantidades máximas anuales de estos metales que pueden ser introducidas como fertilizante vienen establecidos en la normativa.

Tabla 1.2 Limitaciones del contenido de metales pesados en los suelos. [RD 1310/1990] [Directiva 86/278]

Metales Considerados	Valores límite (mg / kg s.m.s.)				
	RD 1310/1990		Directiva 86/278 CEE		
	Suelos pH < 7	Suelos pH > 7	Suelos 5 < pH < 6	Suelos 6 < pH < 7	Suelos pH > 7
Cadmio	1	3	0,5	1	1,5
Cobre	50	210	20	50	100

Níquel	30	112	15	50	70
Plomo	50	300	70	70	100
Zinc	150	450	60	150	200
Mercurio	1	1,5	0,1	0,5	1
Cromo	100	150	30	60	100

Tabla 1.3: Limitaciones del contenido de metales pesados en los fangos. [RD 1310/1990]

Metales Considerados	RD 1310/1990 Valores límite (mg / kg s.m.s.)		
	Concentración en fangos		Carga máxima
	Suelos pH < 7	Suelos pH > 7	A 10 años Kg/ Ha año
Cadmio	20	40	0,15
Cobre	1000	1750	12
Níquel	300	400	3
Plomo	750	1200	15
Zinc	2500	4000	30
Mercurio	16	25	0,1
Cromo	1200	1500	3

A partir de la tasa de aplicación de fangos y las concentraciones de metales, se pueden calcular el tiempo en que se alcanzaran las concentraciones máximas permisibles de cada elemento en el suelo [Pathak, 2009]. Pasado este periodo, los fangos no se pueden aplicar de forma segura. Así, Zn, Cu y Hg son los principales elementos que limitan la valorización de fangos en las tierras de cultivo, mientras que el Cd suscita problemas debidos a su toxicidad y a su movilidad [Chiang, 2001; Wong, 2006].

1.2.1.2 Contaminantes orgánicos.

En los fangos, por lo general, también es posible encontrar disolventes industriales, colorantes, plastificantes, hidrocarburos aromáticos policíclicos, agentes tensoactivos y muchas otras moléculas orgánicas, generalmente de baja solubilidad en agua y elevada capacidad de retención [ECC, 2000; JRC-EC, 2001; Clarke, 2008; Reif, 2011]. Una característica específica de este tipo de contaminantes, en comparación con los dos anteriores, es su diferenciado potencial de biodegradación. Muchas de estas moléculas tienen un potencial de biodegradación lento, pero significativo. Por tanto, los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales transcurren con tiempos de residencia insuficientes para alcanzar su biodegradación. Eso no descarta su potencial de biodegradación en etapas posteriores de tratamiento (compostaje, digestión, aplicación en suelos).

Si bien la normativa europea no prevé límites para contaminantes orgánicos traza en fangos, en algunos países como, Alemania, Holanda y Dinamarca, se han establecido ciertos límites para compuestos orgánicos (e.g. dioxinas, PCBs, AOXs), y se ha propuesto en Francia una nueva legislación que prevé límites para algunos contaminantes orgánicos [JRC-EC, 2001]. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [Smith, 2000] seleccionó 18 contaminantes orgánicos (en las normas para uso o eliminación de fangos residuales) para una posterior evaluación

mediante análisis de riesgos en la exposición ambiental. Los criterios de selección fueron la frecuencia de aparición, la toxicidad para el agua, la fitotoxicología, los efectos sobre la salud humana, los efectos domésticos y en la naturaleza y la absorción por las plantas [Bright, 2004; Schowanek, 2004]. El Grupo de trabajo de la Organización Mundial de la Salud (OMS) sobre riesgos para la salud de los productos químicos presentes en los fangos residuales aplicados a los suelos concluyó que “la absorción por el hombre de contaminantes orgánicos identificados procedentes de la aplicación de fangos a las tierras de cultivo es poco importante y probablemente no causará efectos adversos para la salud”. El papel ecotoxicológico de los contaminantes orgánicos en el sistema suelo-planta-agua y en la cadena alimentaría es aún poco clara [Su, 2004; Fuentes, 2006; Water, 2006].

En España, la legislación establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados, [RD 9/2005, de 14 de enero de 2005], presentando un listado de contaminantes y niveles genéricos de referencia en función del suelo, estableciendo los límites de riesgo para la salud humana. El CREAM definió las limitaciones de aplicación debidas a la concentración de ciertos compuestos orgánicos en el compost o lodo para su aplicación al suelo que se resumen en la Tabla 1.4 [CREAF, 2001].

Tabla 1.4 Limitaciones del compost según el contenido de compuestos orgánicos. [CREAF, 2001]

Compuesto orgánico	Valores Límite (mg / kg, sms)
AOX: (Suma de compuestos organohalogenados)	500
LAS: (Alquilbensulfonatos lineales)	2600
DEHP: (Di(2-etilhexil)ftalato)	100
NPE: Nonilfenol + etoxilatos de nonilfenol con 1 o 2 grupos etoxi	50
HAP: Hidrocarburos aromáticos policíclicos: acenafteno, fenantreno, fluoreno, flouranteno, pireno, benzo(b+j+k)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(ghi)perileno, indeno(1,2,3-c,d)pireno	6
PCB: Suma de policlorobifenilos: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	0,8

Respecto a los compuestos orgánicos de los fangos de depuradora hay una serie de parámetros que están en fase de estudio, como son el valor límite de la concentración de ciertos compuestos orgánicos en el lodo para su aplicación al suelo, entre estos se encuentra el alquilbenceno sulfonato lineal (LAS), patógenos como la viabilidad de huevos de nematodos [ECC, 2001], y la incorporación de técnicas rápidas para determinar la estabilidad del compost como las determinaciones respirométricas [Clarke, 2010; Yang, 2011].

1.2.1.3 Patógenos

El uso de fangos en aplicaciones agronómicas conlleva también un riesgo asociado a la incorporación al medio de patógenos [Romdhana, 2009]. Los agentes patógenos más importantes que existen en el agua y que se han encontrado en los fangos son las bacterias (como la Salmonella), los virus (sobre todo, enterovirus), los protozoos, los trematodos, los cestodos y los nematodos. Las limitaciones por patógenos marcados por la normativa son la ausencia de

Salmonella spp y la reducción de Escherichia Coli en un factor de como mínimo 6 unidades en escala logarítmica en base 10, con un valor máximo final de $5 \cdot 10^2$ UFC/g. [Directiva 86/278 CEE]

En la aplicación de fangos al suelo, la protección de la salud pública [ECC, 2001] obliga a controlar el posible contacto con organismos patógenos y precisa la eliminación, o al menos una inactivación suficiente, de estos agentes patógenos. [Long, 2008]. Existen distintos métodos para conseguir la eliminación de los patógenos presentes en los fangos líquidos y deshidratados [McFarland, 2001]: pasteurización; acondicionamiento térmico, secado térmico, incineración, pirólisis o combustión con deficiencia de oxígeno; almacenamiento a largo plazo del fango digerido; compostaje completo a temperaturas superiores a 55°C y maduración durante 30 días; adición de cloro para la desinfección y estabilización del lodo; desinfección con otros productos químicos y desinfección con radiación de alta energía [Graczyk, 2008].

1.2.2 Disposición en vertedero de los fangos de depuradora

El transporte de fangos de depuradora a vertedero ha sido una vía de eliminación de fangos muy utilizada [RD 1481/2001]. El Real Decreto 1481/2001, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero transposición de la Directiva 1999/31/CE, relativa al vertido de residuos, establece un régimen concreto para la eliminación de los residuos mediante su depósito en vertederos.

La directiva del Consejo Europeo sobre transporte de residuos a vertedero pretende reducir gradualmente hasta el 2010, la cantidad total de residuos biodegradables que se llevan a los vertederos a menos del 25% de la cantidad total en peso de residuos urbanos. La nueva situación ha impulsado el desarrollo de vías alternativas de eliminación de fangos en España [1999/31/CE].

El Real Decreto [RD 1481/2001] establece que el vertido de fangos de depuradora debe ir precedido de algún tipo de pretratamiento que adecue el residuo a las condiciones del vertedero. Básicamente de alguno de los tipos de procesos que permiten la estabilización de los fangos. Es remarcable que la disposición de los fangos en vertedero supone una serie de problemas adicionales, como es el incremento de la producción de lixiviados en vertedero y que a su vez en su depuración producen fangos si cabe con una concentración de contaminantes superior a la de los fangos de depuradora.

En la mayoría de los países, el depósito en vertedero es una vía significativa de disposición de fangos. Dada su alta carga orgánica, predispone a la formación en los vertederos de biogás y de lixiviados, por este motivo la disposición de fangos a vertedero presupone algún tratamiento previo del residuo, para adecuarlo a las condiciones del vertedero y hace conveniente la reducción del contenido de agua, deshidratación, para que su depósito final en el vertedero no tenga un coste excesivo.

Esta práctica queda sujeta a la Directiva marco sobre Residuos [91/156/CEE], que ratifica la jerarquía de gestión de residuos (prevención, reducción, reutilización, reciclado y recuperación energética, y a la Directiva sobre Vertido [1999/31/CEE] que restringe la posibilidad de eliminación en vertederos de residuos biodegradables y prohíbe el vertido de residuos que no se hayan sometido a tratamiento.

Así mismo, la saturación del territorio en cuanto a la aplicación agrícola del lodo supone una limitación para este uso. En Cataluña la mayor parte del territorio está clasificado como sensible

en relación a la disposición de fangos, purines de cerdo y otros fangos secundarios debido principalmente a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas que se origina debido a transporte de los contaminantes y exceso de nutrientes que portan los materiales dispuestos a dichas corrientes. El déficit de espacio disponible previsto en los vertederos actualmente en explotación y la dificultad para la apertura de nuevos centros para disposición controlada hace que esta vía de eliminación finalista tampoco constituya la mejor opción a largo plazo. En cualquier caso se hace necesario realizar una serie de operaciones de carácter físico-químico sobre los fangos para facilitar su manipulación y reducir su volumen para disminuir los costes asociados a su gestión y transporte. Entre estas se pueden citar la deshidratación, la digestión anaeróbica, el compostaje y el secado térmico. Dichas operaciones se plantean como alternativas que suelen combinarse para obtener un determinado grado de sequedad y estabilización en los fangos residuales.

Finalmente la utilización de las diferentes alternativas de disposición de fangos producidos en la Unión Europea, en España y en Catalunya se resume en la Tabla 1.5. En la misma se recogen los objetivos definidos por el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR), que comprende el II Plan Nacional de Lodos de Depuradora 2007-2015 (PNLD) y por el Programa d'Actuacions per a la Gestió dels Fangs de Depuració d'Aigües Residuals Urbanes (PAGF EDAR), en el mismo horizonte temporal.

Tabla 1.5. Vías de gestión de los fangos EDAR en la UE, España y Catalunya. Valores actuales y objetivos [Eurostat, 2010; PNIR, 2007; PAGF EDAR, 2009; Mata, 2006].

Destino	UE	España	Catalunya	PNIR objetivos para 2015	Objetivos PAGF EDAR para 2015
Aplicación Agrícola y Suelos en general	54%	67%	89%	65%	67,5%
Disposición en Vertedero	25%	16%	6%	20%	0%
Valorización energética (en todas sus formas)	18%	3%	2%	15%	32,5%
Otros	3%	14%	3%	0%	0%

Se debe observar que la tipología de los fangos a gestionar corresponde a los tratamientos a partir de los cuales han sido obtenidos. En el caso de los fangos para aplicación agrícola, el PNLD prevé que, de estos, el 40% provenga de digestión anaerobia y el 25% de procesos de compostaje.

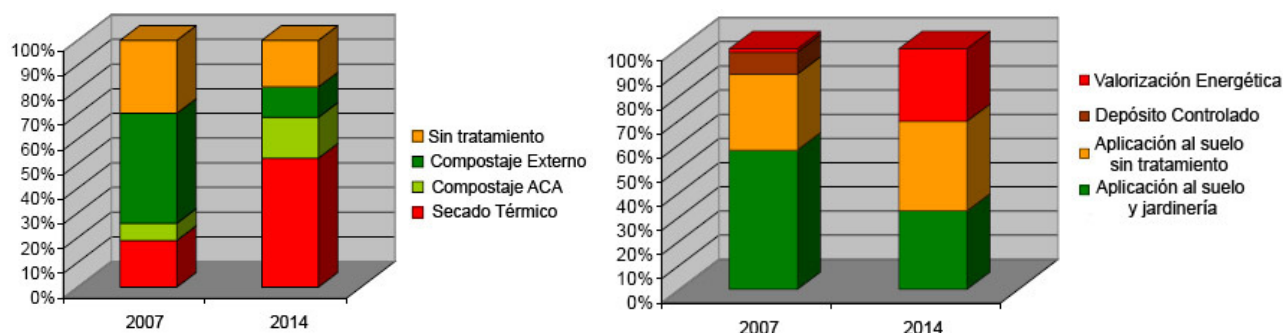
Los objetivos del PNLD 2007 – 2015 son: clarificar la responsabilidad y la competencia para autorizar y controlar las operaciones de gestión; asegurar una infraestructura adecuada de instalaciones de almacenamiento, tratamiento y eliminación; mejorar la gestión ambiental de los fangos de depuradora, ajustando su calidad al destino final; establecer criterios homogéneos y normalizados para su correcta gestión; prevención de la contaminación los fangos de depuradora en coordinación con las actividades de saneamiento; ampliar y mejorar la coordinación entre las distintas Administraciones y Agentes privados e involucrados, en particular entre los Departamentos de Medio Ambiente, Agricultura y Saneamiento y Calidad de las Aguas;

minimización de los fangos de depuradora destinados a depósito en vertedero; y mejora del sistema estadístico y de generación de datos [Dubinesky, 2000; Jensen, 2006].

Los objetivos cuantitativos del mismo plan incluyen [PNLD, 2001]: la valorización en usos agrícolas de al menos el 70% de los fangos de depuradora a partir de 2009; la valorización energética de un 15% como máximo de los fangos antes de 2011; el depósito en vertedero de un máximo de un 15% de los fangos antes de 2011; y la correcta gestión ambiental del 100% de las cenizas de incineración de dichos fangos.

Por su parte el borrador del Programa d'Actuacions per a la Gestió dels Fangs de Depuració d'Aigües Residuals Urbanes [PAGF EDAR, 2009] establece de forma preliminar objetivos para el pretratamiento y la gestión última de los fangos desde el año 2007 hasta el horizonte del 2014. La figura 1.4 muestra la evolución prevista de los porcentajes de gestión de fangos EDAR desde el inicio del programa hasta el horizonte del 2014. Las previsiones realizadas por el ACA indican que en el 2014, el 52% de los fangos deberían tratarse por secado térmico, el 29% compostarse (ya sea a través de instalaciones gestionadas por la propia agencia como externas), quedando sin tratamiento el 19% restante. La previsión para los destinos finales establece que el 30 se destinará a valorización energética y el 70% restante se seguirá destinando a la aplicación al suelo, indicando de forma explícita que un 37,5% se seguirá aplicando sin tratamiento previo. El objetivo principal que se observa en el plan es la cancelación de las partidas que inicialmente se destinaban a depósito controlado.

Figura 1.4. Previsión de la evolución de los porcentajes de gestión de fangos EDAR para los pretratamientos y destinos finales hasta el 2014 [Adaptado de PAGF EDAR, 2009]



1.2.3 Valorización energética de los fangos de depuradora

La valorización energética puede comenzar de hecho en la digestión anaerobia de los fangos en las depuradoras, reduciendo su materia orgánica y generando biogás. Su extensión se puede realizar a través de la combustión de los fangos finalmente producidos. La energía extraída de los mismos depende no solamente de la materia orgánica contenida en ellos sino de su sequedad. Para fangos con una sequedad inferior al 25 - 30% la combustión precisa habitualmente combustible auxiliar [Chen, 2002]. Si los fangos han sido sometidos a un proceso previo de secado, en su combustión puede recuperarse energía. Esta actuación precisa disponer de instalaciones en las que pueda llevarse a cabo su utilización como combustible o disponer de instalaciones específicas para su valorización energética directa o previa gasificación [Fytili, 2006]. Como en el caso anterior conlleva crear una aceptación pública. Para ello es necesario mantener

la vigilancia adecuada del cumplimiento por las mismas de la normativa ambiental y una cuidada información.

La normativa europea, relativa a la incineración de residuos, [Directiva 2000/76/CEE], contempla en su ámbito de aplicación la valorización energética de residuos, que se utilizan como combustibles no convencionales en sustitución de los combustibles fósiles convencionales. La valorización energética de los fangos de depuradora puede realizarse a través de su combustión como lo describe el estudio de Werther [Werther, 1999]. A través de este proceso se reduce su volumen a una fracción, (cenizas y escoria), que puede representar entre el 10 y el 20% del original. La combustión destruye la fracción orgánica de los fangos, los patógenos contenidos y degrada la mayor parte de los compuestos tóxicos que puedan contener, si bien pueden formarse otros, como dioxinas [Clarke, 2008]. Los metales quedan retenidos en las cenizas y en las partículas contenidas en los gases de combustión, por todo ello es preciso un control adecuado del proceso.

La recuperación energética depende de la composición de los fangos. Su poder calorífico queda esencialmente determinado por su contenido en materia orgánica y por su humedad [Stasta, 2006; Hoffmann, 2010]. Un alto contenido en materia orgánica, normalmente medido como porcentaje sobre materia seca, asegura un poder calorífico alto. Sin embargo una alta humedad, al exigir su evaporación, reduce las posibilidades de recuperación energética. El contenido en materia orgánica de los fangos se reduce en función del nivel de su eliminación en la depuradora. En esta línea la incorporación de digestión anaeróbica de los fangos reduce su contenido en materia orgánica y su poder calorífico, reduciendo la cantidad de energía que es posible obtener de su posterior valorización energética [Harttanainen, 2010].

El contenido de humedad depende esencialmente de los tratamientos previos a que hayan sido sometidos los fangos. En este sentido puede plantearse principalmente dos formas de valorización: valorización energética directa de fangos, normalmente tras un proceso de deshidratación, con porcentajes de materia seca del orden de 20% al 35%; y valorización energética de fangos sometidos previamente a un proceso de secado, con porcentajes de materia seca superiores al 80%. En base a un poder calorífico de 24 MJ por kg de materia orgánica contenida y calculando el calor de evaporación del agua contenida se puede determinar los valores que se presentan en la tabla 1.6, que evalúa de forma simplificada (24 MJ por kg de materia orgánica, menos los 2,5 MJ por kg agua) el poder calorífico de los fangos teniendo en cuenta su contenido en materia orgánica y su sequedad. Como se observa en la misma tabla, la combustión de fangos con menos de un 25 % de materia seca exigiría emplear normalmente un combustible auxiliar para mantener el proceso en marcha dado que una gran parte del poder calorífico debe emplearse para la evaporación del agua contenida en el fango deshidratado.

Tabla 1.6 Poder calorífico de los fangos. Elaboración propia. [Feliu, 2007]

Materia orgánica sobre seca	PCI (kJ/kg)				
	Materia seca				
	100%	85%	30%	25%	20%
40%	9.600	7.785	1.130	525	-80
50%	12.000	9.825	1.850	1.125	400
60%	14.400	11.865	2.570	1.725	880

El producto seco tiene un poder calorífico importante en cualquiera de las composiciones habituales de materia orgánica que presenta (no es el mismo caso en los fangos húmedos). Su valorización energética puede efectuarse tanto en instalaciones existentes, mezcla como combustible adicional en cementeras o en instalaciones de valorización energética de residuos, como en instalaciones específicas [Wang, 2008]. En estas últimas puede procederse a su combustión directa o a su gasificación previa y combustión posterior [Werther, 1999; Kim, 2008].

Las emisiones derivadas de su combustión en instalaciones que puedan clasificarse como de incineración de residuos, si bien está sujeta a las disposiciones que las limitan: RD 1217/97 sobre instalaciones de incineración de residuos, RD 1088/1992 sobre instalaciones de incineración de residuos municipales y Directiva 2000/76 sobre incineración de residuos, que son muy restrictivas, debe quedar habitualmente cubierta por las previsiones de las mismas. Cabe resaltar que pese a la adopción de esta vía de eliminación en países de la Unión Europea, como Austria, Dinamarca, Holanda, Luxemburgo o Suiza, en la actualidad en el ámbito estatal y catalán aparecen serias reticencia por parte de las administraciones hacia las plantas de incineración. Los factores que hacen cuestionar esta vía son entre otros la generación de gases contaminantes, partículas, y olores, que son elementos que pueden afectar directamente a los núcleos habitados más próximos a los emplazamientos en que se realiza la valorización energética de los fangos.

En este momento, en el ámbito de Cataluña aparece una moratoria a la utilización de los fangos para su incineración en base a la solicitud realizada por varias industrias cementeras para la realización de dicha práctica. Se establece que durante el mencionado periodo se realizaran una serie de evaluaciones ambientales en este sentido con tal de estudiar la afectación sobre el medio y los habitantes. El secado previo de los fangos puede permitir su utilización como combustible auxiliar. Esta utilización, realizada en cementeras puede suponer una reducción en los consumos de coque utilizado, con los consiguientes beneficios ambientales. [Oficemen, 2011]. Esta utilización queda potenciada desde el punto de vista económico, en el caso de poder realizarse el secado de fangos utilizando cogeneración, aplicando los beneficios económicos que representa la adscripción de esta tecnología al régimen especial de producción de electricidad.

Sin embargo, a nivel real, debe tenerse en cuenta la energía perdida en la eliminación de la humedad presente en los fangos tal y como se reciben de las estaciones de depuración de aguas residuales urbanas. Ello puede representar que el balance energético real pueda resultar negativo. La incineración de fangos de EDAR puede dar lugar a la obtención de cenizas utilizables en la fertilización de cultivos [Mattenberger, 2008; Morando, 2011]. Recientemente se ha iniciado la investigación sistemática sobre la utilización de cenizas de incineración como fertilizante fosfatado [Franz, 2007].

1.2.4 Valorización material

En la actualidad se constatan experiencias orientadas a la utilización de los fangos como subproductos o valorización de los mismos [Yu, 2006; DiBA, 2006; Cheilan, 2007; Smith, 2009; Elías, 2009]. Una de las aplicaciones ha sido el estudio de la viabilidad comercial, técnica y económica de la valorización en la industria de la construcción. En este caso los fangos residuales son mezclados con ligantes hidráulicos obteniéndose del residuo un material estable, inerte, duradero y con características que lo hacen apto para su utilización en obra civil [Valls, 2004]. Los resultados muestran las características mecánicas y físico-químicas del producto en aplicaciones

como: material de relleno para restauración paisajística, componente secundario en la fabricación de hormigón estructural, componente secundario en la fabricación de prefabricados de hormigón y producción de grava cemento [Valls, 2000; Kim, 2005; Hum, 2007].

El material obtenido presenta una serie de ventajas que son comunes a las de los tratamientos de estabilización por adición de agentes alcalinos y a las intrínsecas a los procesos en los que el producto obtenido supone la formación de una matriz sólida. Entre ellos: reacción de los contaminantes con los compuestos del ligando y generación de precipitados; la incorporación en la estructura cristalina de algunos productos de la hidratación; la adsorción de los hidratos formados como causa de la alta superficie específica; la baja velocidad de transporte (capilaridad y difusión) [Cenni, 2001].

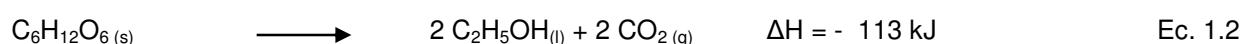
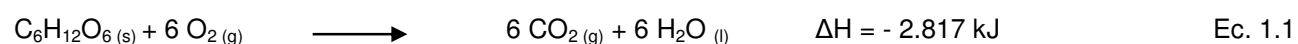
1.3 PROCESOS DE PRETRATAMIENTO DE FANGOS

Los procedimientos de las vías digestión de fangos descritos en los puntos anteriores pueden exigir tal como se ha señalado, la adopción previa de tratamientos, entre los cuales cabe señalar como los más utilizados el compostaje, el secado térmico y la estabilización alcalina.

1.3.1 Compostaje

Los procesos de compostaje suponen la estabilización aeróbica en régimen termofílico de los fangos espesados y deshidratados. Se deriva de la actividad de una serie de especies bacterianas y hongos sobre el material [Tiquia, 2002]. El compostaje de los residuos sólidos de origen doméstico y excrementos de animales se viene practicando desde hace cientos de años, mientras que la adición de los fangos generados en procesos de tratamiento de aguas residuales como constituyente en el proceso se aplica desde hace aproximadamente un siglo. Sin embargo la producción a gran escala de compost a partir de fangos se inició en la década de los sesenta. [Vesilind, 1986; Fang, 1999]. Turovskiy [Turovskiy, 2006] describió los métodos originales de compostaje en Europa los cuales consistían en el tendido de pilas estáticas sin aireación, lo que suponía la descomposición anaeróbica de los residuos. Posteriormente se aplicó el proceso mediante el llenado de zanjas abiertas con mezclado periódico y poco a poco se fueron desarrollando los métodos utilizados hoy en día. El compostaje de fangos de depuradora se inició en Francia, Alemania, Hungría y Japón utilizando hierba y excrementos como agente estructurante [Burton, 2003].

El compostaje, en general es un proceso aeróbico biotérmico (aunque debido a la dificultad de la aireación también se produce degradación anaeróbica) que descompone los constituyentes orgánicos. Dicho proceso puede ser descrito mediante las ecuaciones simplificadas 1.1 y 1.2, que responden a los procesos aeróbico y anaeróbico respectivamente [McFarland; 2001] y donde se ha tomado la glucosa, $C_6H_{12}O_6$ como modelo de la materia orgánica.



Como se puede apreciar ambas reacciones son exotérmicas, siendo el proceso aeróbico el que genera una mayor cantidad de calor. Asimismo debe destacarse que dicho proceso se desarrolla

más rápidamente que el anaeróbico. La descomposición de constituyente orgánicos produce un material húmico que puede considerarse estable [Zorpas, 2000].

Se distinguen tres fases sucesivas en el proceso: mesofílica, termofílica y curado. Durante la fase inicial mesofílica la temperatura de la pila se incrementa desde temperatura ambiente hasta unos 40 °C. En la siguiente fase termofílica la temperatura pasa de los 40 °C a unos 70 °C. Finalmente, durante la fase final de curado la actividad microbial se reduce, la temperatura disminuye completándose el proceso de compostaje. Por dicho motivo el control de la temperatura es uno de los parámetros de control del proceso, además de otros como el control de los niveles de oxígeno y pH.

1.3.2 Secado térmico

El secado de fangos de depuradora es un proceso conocido y experimentado, el cual se desarrolla en la actualidad con diferentes tecnologías en función del proveedor de que suministra la planta [Vanderbroek; VOMM; GMF Gouda; Veolia; Bepex; STC], sin embargo, el principio básico del funcionamiento de todas ellas se basa en la aportación de calor a los fangos para conseguir la evaporación y reducción de la humedad que estos contienen.

El secado de fango deshidratado para producir un producto seco, exige un importante consumo de energía térmica para evaporar la humedad que contiene [Kanil, 2001; Leonard, 2004]. Por ello frecuentemente queda asociado a la utilización de una planta de cogeneración de calor y electricidad [Leonard, 2003]. En España esta solución puede considerarse adecuada en el actual marco regulador de generación de energía eléctrica en régimen especial, que establece primas para la cogeneración de electricidad y, concretamente, para el caso de aprovechamiento del calor producido en la depuración fangos [RD 661/2007]. Por ello es actualmente uno de los más empleados en nuestro entorno. Concretamente en Catalunya existen en la actualidad las instalaciones en operación que se recogen en la tabla 1.7 [ACA, 2009].

Como se observa en la tabla 1.7 las tecnologías más utilizadas en Catalunya son principalmente el secado indirecto con aceite térmico y la tecnología VOMM. La principal unidad de secado se encontraba en la planta de Aguas Residuals de El Besòs, con una capacidad de secado de 162.000 t/año y que fue sustituida en 2010 por la tecnología de secado a baja temperatura de STC después de que en el año 2006 se produjo una explosión en dicha instalación. Por otra parte las instalaciones de secado de Sabadell y Montornés (de capacidad considerablemente inferior) siguen trabajando con dicha tecnología. Como se aprecia en la tabla 1.7, la instalación de secado más importante tras la de Metrofang Besòs es la de Depurbaix en el Prat de Llobregat, con una capacidad de 97.000 t/año y tecnología VOMM.

Tabla 1.7. Instalaciones para el secado térmico de fangos EDAR en Catalunya

Instalación	Tecnología	Capacidad de tratamiento (t/año)	Capacidad de evaporación (tH ₂ O/h)	Cogeneración (kW)	Entrada en servicio
Besòs	STC	162.770	11,8	24.750	2010. (Inicio cogeneración: 10/2000)
Sabadell (Riu Sec)	Secado indirecto con aceite térmico	15.200	1,60	4.074	2001 (cogeneración: 03/2001)

Montornés	Secado indirecto con aceite térmico	15.635	1,6	4.662	2000 (cogeneración: 02/2002)
Banyoles	VOMM	16.477	1,7	4.074	Entrada en servicio de la cogeneración : 12/2002
Mataró	VOMM	22.501	2,26	6.000	2003. Actualmente no tiene seca fangos.
Depurbaix (Prat de Llobregat)	VOMM	97.000	4 x 2,5	10.852	2006
Vic	VOMM	42.000	2x2,2	N/A	2005. Utiliza caldera de gas.
GRANOLLERS	Secado directo con aire caliente	17.026	1,80	5.400	Mayo de 2001
RUBÍ	VOMM	29.455	3,00	12.000	2002

Si bien en la tabla 1.7 se presentan las tecnologías aplicadas en Catalunya, cabe resaltar que las tecnologías de secado, y la mayoría de los proveedores de tecnología tienen una implantación a escala mundial en muchos de los casos. De la revisión de la información de dichas tecnologías se comprueba que muchas de las aplicadas al secado de fangos encuentran su aplicación en otros campos [Yanagida, 2010]. Las figuras 1.5 y 1.6 muestran los esquemas de funcionamiento de las tecnologías de secado indirecto con aceite térmico y el de la tecnología VOMM.

Figura 1.5 Esquema de la tecnología de secado indirecto con aceite térmico (elaboración propia a partir de datos de Proyecto Ejecutivo de la instalación de secado de fangos de Montornés)

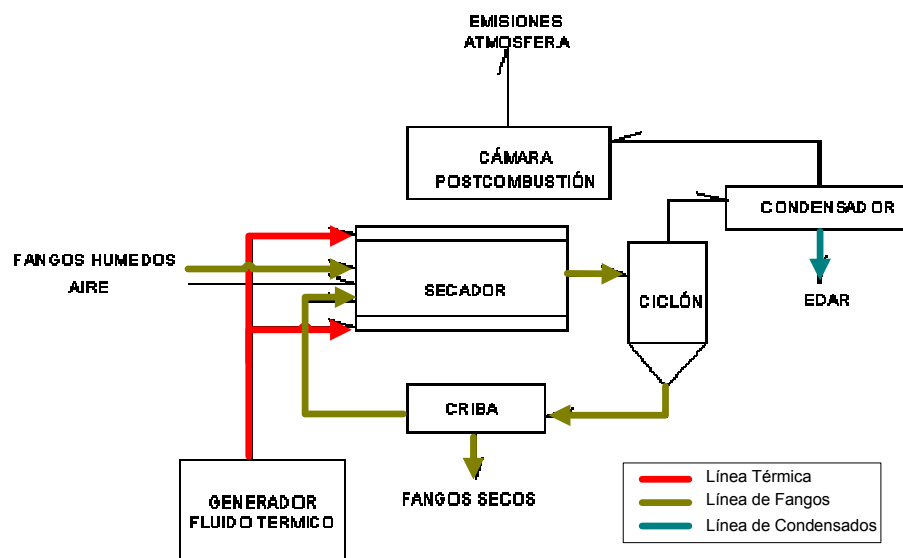
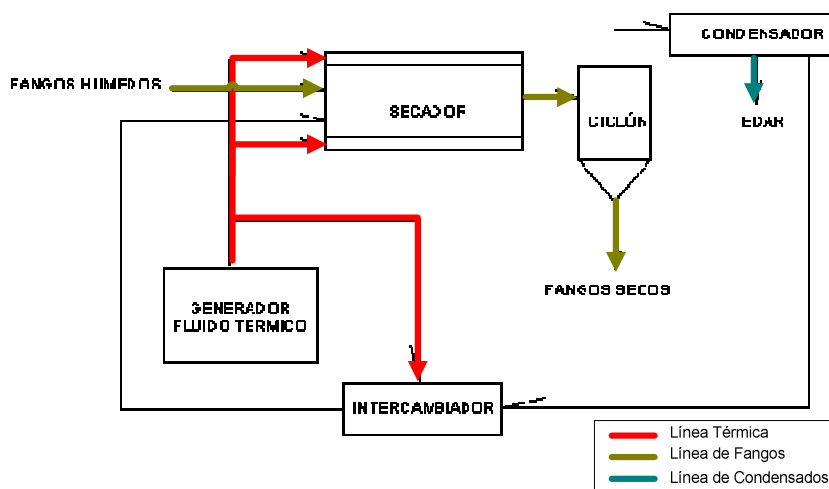


Figura 1.6 Esquema de la tecnología de secado VOMM (elaboración propia a partir de información de VOMM)



En ambos procesos la aportación de calor se realiza de forma indirecta a través de las camisas de un trommel. Cabe reseñar que si bien en la tecnología de secado indirecto con aceite térmico la entrada al trommel se realiza con aporte de aire del entorno, en la tecnología VOMM se recircula parte de los gases de proceso para mantener una atmósfera lo más inerte posible. Esencialmente las plantas de tratamiento de fangos por secado térmico cuentan con los siguientes subsistemas: sistema de recepción de fangos, incluyendo fosos y elementos de transvase; sistema de secado; sistema de filtrado/depuración de los gases de secado y en su caso condensación del agua extraída y recirculación del aire al secador; y sistema de aportación de calor. Caldera o Unidad de Cogeneración

1.3.3 Secado con gasificación

En la actualidad esta tecnología de secado combinada con gasificación está disponible en el ámbito industrial. Sin embargo, todavía supone un coste importante por lo que no siempre es viable dadas las posibilidades actuales de reutilizar el lodo seco en la aplicación al suelo [Midilli, 2001; Werle, 2010]. Un inconveniente importante es la elevada inversión que se ha de realizar para el proceso de secado con gasificación, el cual es mucho más elevado que las instalaciones sin gasificación. Esto obligará a una implantación en instalaciones grandes que justifiquen la inversión [Houdková, 2008].

La valorización de los fangos vía la gasificación se ha estudiado y valorado en algunos estudios, aunque en general en la actualidad no se ha conseguido una madurez tecnológica que permita su implementación a escala industrial [Lambert, 2003; Wong, 2007; Arena, 2011; Chum, 2011]. Las únicas instalaciones en operación son a nivel de laboratorio [Peregrina, 2008]. Por otra parte el proceso cumple con todas las normativas exigibles y es adecuado para fangos deshidratados con un porcentaje mayor a 20% de sólidos en peso como materia prima para la gasificación, ya sea en una instalación independiente como parte de una más grande [Chornet, 2007; Mounttouris, 2008].

1.3.4 Tratamientos de estabilización alcalina

La base de la estabilización por adición de agentes alcalinos es la alteración de las características físico-químicas de los fangos con el resultado de una reducción muy importante de su volumen y

del contenido en humedad [Logan, 1995]. Son remarcables y pueden ser consideradas como predecesoras de esta tecnología las experiencias llevadas a cabo en Estados Unidos desde los años 80, tanto a nivel de investigación como a nivel industrial tal como se encuentran documentadas en la bibliografía [Golueke, 1980; Smith, 1998, McFarland, 2001; North, 2003; USEPA, 1994, USEPA, 1995; Turovskiy, 2006; Zechowski, 2006]. Si bien, hoy en día, todavía algunos de los mecanismos implicados en la estabilización de fangos no han sido perfectamente identificados, es aceptado que la estabilización con exceso de agente alcalino, típicamente óxido de calcio, hidróxido de calcio, o cenizas con elevados contenidos en estos productos, favorece estabilización biológica del fango. Existen numerosos estudios [Switzenbaum, 1997, Bina; 2004, Méndez, 2011] que han demostrado la drástica reducción de los principales indicadores de los vectores de patógenos (coliformes totales y salmonella) con fangos inertizados con cal incluso en regiones frías, la adición de cal junto con una temperatura reducida y alcalinidad producen una correcta eliminación de la actividad bacteriana y vectores patógenos [Schneiter, 1982]. La utilización de mezclas de cenizas volantes procedentes de centrales térmicas de carbón y óxido calcio también han mostrado rendimientos de eliminación de patógenos similares [Poon, 1996; Scharan, 2008]. En general el proceso de estabilización con óxido de calcio provoca un aumento de la sequedad de la mezcla, una disminución en la cuenta de vectores patógenos [Wong, 2000; Plachá, 2008] y una disminución del potencial de lixiviación de metales pesados presentes en los fangos tras la adición de los sustratos. Los estudios, sin embargo muestran reservas en cuanto a la destrucción de huevos viables de parásitos [Mignotte-Cadiergues, 2001; Capizzi-Banas, 2004].

La utilización de óxido de calcio para el tratamiento de fangos, por lo general, tiene lugar como estabilizador en procesos con lechada de cal e hidróxido de calcio, por vía húmeda [McFarland, 2001; Turovskiy, 2006]. En las figuras 1.7 y 1.8 se pueden observar los esquemas de proceso de una instalación de un proceso en continuo y de una planta por vía húmeda por lotes respectivamente. Destaca asimismo la diferencia básica que en el caso presentado por McFarland la dosificación de la cal se realiza directamente a los tanques de mezcla, mientras que en el caso que presenta Turovskiy se realiza de forma previa la preparación de una lechada de cal en un reactor previo. Es importante resaltar que en ambos casos es necesario dotar las instalaciones de unidades de control de olores para el control de las emisiones, típicamente de amoníaco y de compuestos de azufre.

Figura 1.7 Diagrama esquemático de un sistema de estabilización con cal [McFarland, 2001]

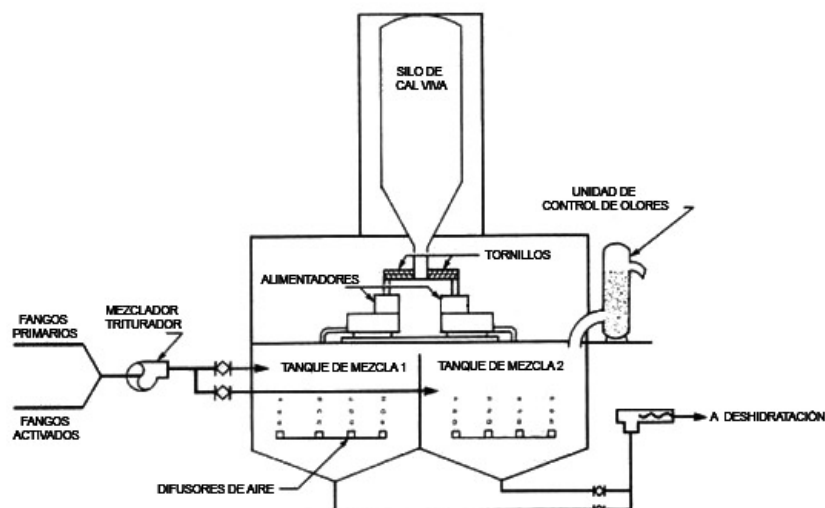
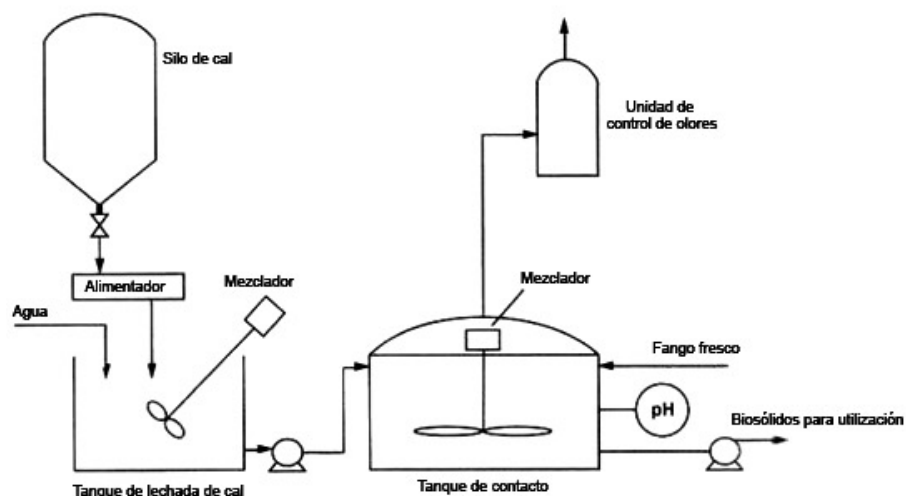


Figura 1.8 Esquema de proceso de un proceso típico de estabilización líquida con cal [Turovskiy, 2006]



La aplicación a escala industrial del proceso por vía seca requiere la selección de un reactor cuya configuración dependerá de las propiedades reológicas de los fangos tratados. Los dos casos extremos son fangos no deshidratados en forma líquida o bien fangos deshidratados con en forma de pasta. La humedad presente en los fangos es reducida por reacción del agua con la cal viva, formando hidróxido de calcio y provocando un incremento de la temperatura dada la naturaleza exotérmica del proceso. Este incremento de la temperatura del fango facilita una evaporación de parte del agua presente en los fangos [Turovskiy, 2006; North, 2008a]. La naturaleza exotérmica de la reacción de hidratación de la cal provee una ventaja adicional que hace muy atractiva la aproximación de la estabilización alcalina ya que las temperaturas alcanzadas tienen un efecto muy importante en la actividad microbológica de los fangos [Switzenbaum, 1997]. Así los estudios publicados indican una reducción de los niveles de actividad microbiana que le confieren al fango una estabilidad biológica apropiada para su envío a vertederos de residuos ya que los productos resultantes cumplen los objetivos internacionales más estrictos de riesgo para la salud humana y son fáciles de manipular [Capizzi-Banas, 2004; Méndez, 2009]. Además este proceso favorece que los productos de la estabilización presenten bajo potencial de emisión de olores, especialmente compuestos en base a azufre [North, 2008a, North, 2008b]. El coste de inversión de los procesos de estabilización alcalina es reducido en relación a otros procesos que intentan alcanzar el mismo grado de calidad y ofrecen simplicidad en la operación, arranque y paro, y como inconvenientes cabe destacar el encarecimiento de la operación por el consumo de los agentes alcalinos; las emisiones de amoníaco como consecuencia del incremento de la basicidad del fango; además del hecho que se limite su disposición en terrenos ya de por si alcalinos [Fang, 2000]. El resultado es un producto seco en forma de polvo y con una reducción de masa en relación con el fango de entrada que puede variar entre un 20 y un 40%, dependiendo del contenido en humedad inicial de los fangos y que cuenta con unas propiedades adecuadas para su disposición en vertederos o su aplicación agronómica en suelos como principales vías de gestión [López-Díaz, 2007]. Sin embargo, en la última década se ha propuesto su valorización a través de su empleo en la fabricación de materiales de construcción; incorporación a los materiales de base para la fabricación de cemento [Malliou, 2007]; y en función de la composición original de los fangos, su valorización energética.

1.4 EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS DE VALORIZACIÓN MATERIAL Y ENERGÉTICA DE FANGOS

La utilización de residuos en la industria puede suponer una serie de beneficios en las áreas ambiental, social y económica. [Merino, 2007] Su aprovechamiento respeta la jerarquía establecida en la gestión de residuos que prioriza su valorización antes que su disposición final [Guzmán, 2010; Paulas, 2010]. El interés del aprovechamiento de los residuos en la industria cementera en función de la composición y las características de cada residuo en particular, si bien las dos principales formas de aprovechamiento las constituyen: la valorización como combustible alternativo y la valorización como materia prima alternativa [Zabaniotou, 2008].

El planteamiento de la alternativa que se pretende desarrollar en la presente tesis constituye el aprovechamiento de un residuo como materia prima, si bien se analiza y compara la valorización energética ya que el aprovechamiento de los fangos en este caso puede ser realizado por ambas vías. La utilización corriente de las materias residuales supone una serie de ensayos y pruebas de forma previa que aseguren la viabilidad del proceso, su seguridad intrínseca, así como su minimización del impacto ambiental [Tous, 2009; Paulas, 2011]. Teniendo en cuenta el documento “Acuerdo para la valorización energética en la industria cementera española” [BOE 11/2/2005], las acciones para la aceptabilidad de residuos en las instalaciones debe conllevarla revisión y actualización de la actividad preventiva, que debe incluir como mínimo los siguientes aspectos:

1. Evaluación de riesgos específicos.
2. Programa de vigilancia específica de la salud.
3. Instrucciones técnicas de seguridad, en relación con el almacenamiento y manipulación de cada residuo con objeto de garantizar la protección de la seguridad y la salud de los trabajadores implicados.
4. Diseño de módulos específicos en materia de formación preventiva.
5. Protocolos de procedimientos de coordinación de actividades empresariales, con especial atención a los contenidos en materias de información y formación, adecuados para los trabajadores presentes en el Centro de Trabajo.

1.4.1 Utilización por la industria cementera de combustibles derivados de residuos

La industria cementera y concretamente la fabricación de clínker, implica la utilización de combustibles. La demanda teórica de energía térmica para la producción de clínker viene dada por las reacciones químico-mineralógicas de la formación del clínker (1.700-1.800 MJ por tonelada de clínker), así como por la necesaria para el secado y la calcinación previa de las materias primas en forma de crudo y que vendrá en función de la humedad con que se introduzca en el proceso [JRC-IPPC, 2009; Kaantee, 2004]. Dicha aportación energética se puede efectuar principalmente de dos maneras:

- Utilización de combustibles tradicionales. Por lo general carbón y coque de petróleo como combustibles principales y otros como fuel-oil, gasóleo o gas natural en menor proporción.
- Utilización de combustibles alternativos que pueden estar constituidos por residuos recuperados de diversa procedencia.

En el caso de la utilización de residuos, estos deben presentar unas características comunes, presentar una cierta homogeneidad y calidades en el tiempo, presentar un poder calorífico suficientemente elevado y grado de humedad reducido para que la aportación energética neta resulte positiva, así como presentar ausencia de contaminantes clave que puedan ser perjudiciales para la salud humana y en general nocivos en general para los ecosistemas y el medio ambiente [Guzmán, 2010]. De hecho son muchos los tipos de residuos aptos para su valorización en la industria de la producción del cemento. Entre otros, tradicionalmente los más usados han sido los siguientes: neumáticos fuera de uso, aceites usados, residuos industriales, harinas animales, vehículos fuera de uso, fangos de depuradora de aguas residuales, residuos de plásticos agrícolas y Combustible Derivado de Residuos (CDR) [Houillon, 2005; Seyler, 2005; Hong, 2011]. En España existen actualmente un máximo de 36 instalaciones de producción de cemento autorizadas para valorizar residuos, existiendo catalogados 76 tipos distintos de residuos autorizados para su utilización [Vallina, 2011].

Por otra parte, hasta que no fue aprobada la Directiva 2000/76/CE, relativa a la incineración de residuos, el sector encontraba su regulación en diferentes leyes aplicables según los residuos de los cuales se extrajera su poder calorífico se considerasen o no peligrosos. Dicha Directiva ayudó a aunar la legislación en esta materia y establecer las pautas para su aplicación. Ello ha permitido el desarrollo de la actividad con una mayor normalidad e iniciar un proceso de estandarización en el uso de los residuos y el control de las emisiones; lo cual ha contribuido en gran medida a la reducción de la contaminación atmosférica derivada del funcionamiento de instalaciones de este tipo.

Sin embargo, la diferenciación entre residuos peligrosos e inocuos se refiere a su grado de impacto sin tener en cuenta el proceso de incineración, pero es irrelevante en cuanto a las emisiones que durante el proceso se liberan a la atmósfera, por lo cual la mencionada Directiva 2000/76/CE exige unos valores límite comunes, independientemente de los residuos que sean incinerados (considerando asimismo su aprovechamiento en hornos de cemento), así como establecer las condiciones en las que se deben realizar los controles [Hong, 2011; Rovira, 2011]. La misma Directiva obliga a adoptar una serie de exigencias en relación con la entrega y recepción de los residuos en las instalaciones, así como unas condiciones sobre su construcción y explotación en las que también se distingue entre instalaciones que traten o no residuos peligrosos, siendo más estricta la norma en el primer caso [RD 653/2003].

En países como Alemania, desde hace más de dos décadas se ha estado investigando en el uso de combustible derivado de residuos para aumentar la competitividad y reducir los costes de producción de los cuales, alrededor del 40% son atribuibles al combustible [Kaantee, 2004]. Actualmente la mayoría de fábricas de cemento del país utiliza combustibles alternativos en porcentajes que oscilan entre el 65 y 80%. En España dicha tasa de sustitución se sitúa por término medio por debajo del 10% [Sassenrath; 2010]. Excepcionalmente, durante el año 2009 se registró una contribución de combustible derivado de residuos en cementera en España del 12% [Vallina, 2011]. Cabe destacar que si no se realiza de la manera adecuada, la utilización de corrientes residuales para la alimentación de los hornos puede suponer situaciones de ineficiencia o mayor consumo energético, ello normalmente responde a situaciones de utilización de residuos con relativo bajo poder calorífico unido a casos de alta humedad. [BREF- IPPC, 2009]

1.4.2 Utilización de materias primas alternativas

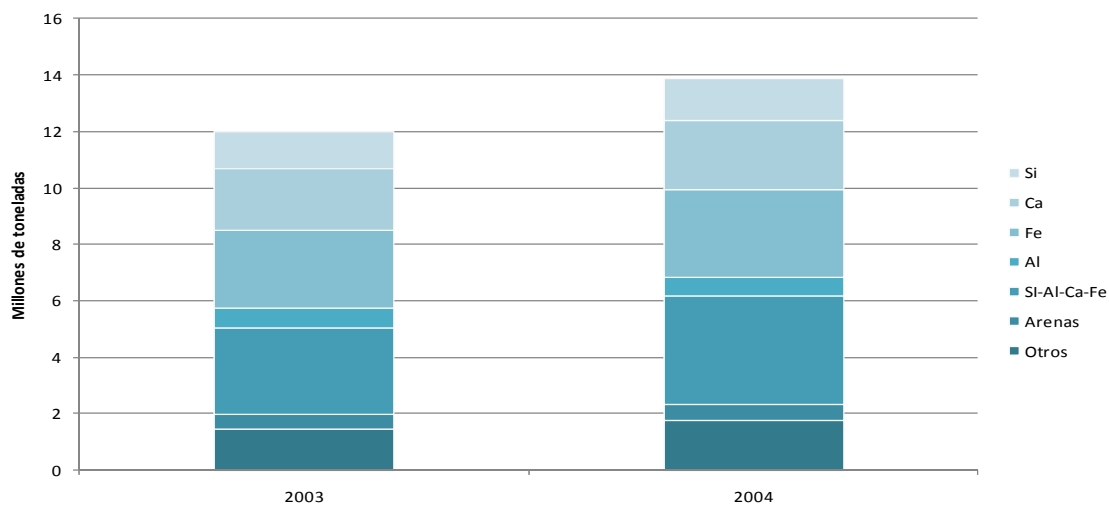
La fabricación de cemento es un proceso de producción intensivo, implicando grandes cantidades de material. La fabricación del clínker implica la adición de entorno a 1,57 toneladas de materias primas (entre piedra calcárea, arcilla, margas y otros) por tonelada de clínker producida [Cembureau, 1997]. La utilización de materias primas alternativas puede contribuir a la reducción de los impactos ambientales asociados a la producción del clínker, así como a la reducción de los costes de fabricación. Hay que tener en cuenta que los materiales alternativos a utilizar deben cumplir una serie de requisitos, principalmente en lo que se refiere a su composición. Las materias primas alternativas se introducen en el proceso para sustituir alguno o varios de los componentes originales del crudo (por lo general se trata de alguno de los óxidos metálicos, o bien silicatos), y por otra parte presentar las propiedades físicas y tecnológicas adecuadas para su introducción en el proceso de producción de la cementera.

En este sentido, los residuos de otros procesos, ya sean domésticos o bien industriales presentan un buen potencial para aportar algunas de las especies químicas y minerales que se necesitan en la industria cementera y podrían llegar a sustituir una buena parte. De hecho la cantidad de residuos utilizada como materia prima en la producción de clínker se dobló entre los años 2001 y 2004, generando un ahorro de entorno a 14 millones de toneladas de materia prima. Ello supuso una menor extracción de recursos naturales que puede valorarse en un 6,5% [BREF-IPPC, 2009]. Entre los residuos que por lo general se utilizan como materia prima alternativa en la Unión Europea cabe destacar los siguientes [Cembureau, 2006]:

- Como aportadores de Si: arenas agotadas de fundición.
- Como aportadores de Ca: residuos de cal industrial, pastas y lechadas de cal, fangos de carburo, fangos de depuradora urbanos.
- Como aportadores de Fe: cenizas piríticas, hemetita sintética, fangos rojos de la producción de aluminio.
- Como aportadores de Si-Al-Ca-Fe: cenizas volantes, finos de procesos de trituración.
- Como aportadores de S: productos intermedios del yeso.
- Como aportadores de F: CaF_2 , fangos de procesos de filtración.

Si bien la utilización de residuos peligrosos puede conllevar efectos negativos sobre las emisiones de la combustión del clínker, en todos los casos se deberían realizar estudios previos y pruebas de campo para comprobar la inocuidad de los residuos en cuestión en relación a la producción de clínker [Valls, 2001]. Ello es aplicable, del mismo modo, a utilización de residuos como combustible. De forma anual se registra una tendencia creciente de su utilización, tal y como muestran los datos de la figura 1.9. En ella se muestran las cantidades de residuos utilizadas como materia prima alternativa en la Unión Europea (UE 27), entre los años 2003 y 2004. [Cembureau, 2006]. Como se puede comprobar en la figura el incremento principalmente corresponde a la tendencia creciente a incorporar silicatos aluminio cálcicos férricos y otros compuestos ricos en calcio, además de la incorporación de demás materiales que progresivamente se van diversificando [Cyr, 2007].

Figura 1.9. Aportación elemental en las materia primas alternativas en la fabricación de cemento [Cembureau; 2006].
Elaboración propia a partir de datos en la referencia indicada.



1.5 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)

Del mismo modo que en la presente tesis se analizan los aspectos técnicos, los ambientales inmediatos y económicos de la vía de gestión de fangos EDAR planteada, se ha propuesto la utilización de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para el análisis último de la repercusión ambiental de su implementación en la cadena productiva [Johansson, 2008; Cheubini, 2009; Hong, 2009; Zhang, 2010]. El ACV se plantea como una metodología para comprender y tratar mejor los impactos asociados tanto a la producción como a los procesos que le dan lugar y puede ayudar desde los siguientes puntos de vista [ISO 14040: 2006]:

Identificar oportunidades para mejorar el desempeño ambiental en productos en las distintas etapas de su ciclo de vida.

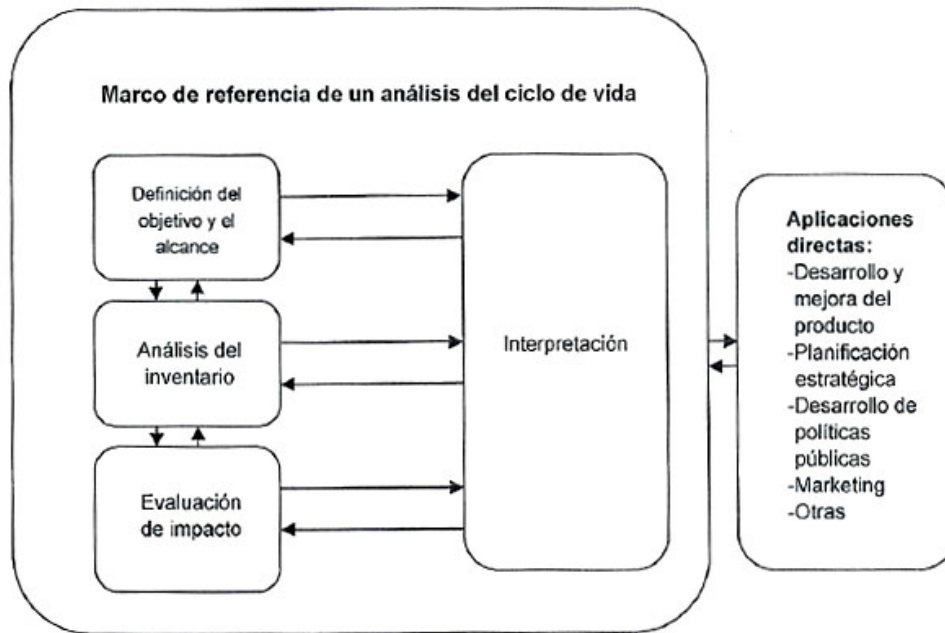
Aportación de información a quienes toman decisiones en la industria, organizaciones gubernamentales o bien no gubernamentales.

Selección de los indicadores de desempeño ambiental pertinentes.

Marketing, en lo que se refiere principalmente a la declaración ambiental de los productos o procesos.

La figura 1.10, tomada de la norma ISO 14040:2006, esquematiza las etapas del ACV, así como el enunciado de sus aplicaciones directas. Las etapas principales según el esquema son la definición de objetivos y alcance, el análisis del inventario y la evaluación del impacto. Las etapas se realimentan y el proceso es iterativo hasta que se obtiene el nivel de calidad y fiabilidad de datos que se define en un principio. La interpretación de los resultados es fundamental a lo largo de todo el proceso de análisis. Las aplicaciones directas de la metodología de ACV son: desarrollo y mejora de productos, planificación estratégica, desarrollo de políticas públicas y marketing entre otras [ISO 14040:2006].

Figura 1.10. Etapas del ACV [ISO 14040: 2006]



Citando la mencionada norma, el ACV evalúa los aspectos ambientales e impactos potenciales (uso de recursos y consecuencias ambientales de las emisiones) a lo largo de todo el ciclo de vida del producto, desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado y hasta su disposición final. Cabe reseñar que si bien esta es la definición genérica de la metodología es posible su desarrollo acotando los límites tanto de los sistemas en estudio como en lo que se refiere al desarrollo de su ciclo de vida. Siendo posible así realizar análisis de la "cuna a la tumba", o bien "de la cuna a la puerta", de la "puerta a la tumba", o bien " de la puerta a la puerta", según las necesidades del estudio o del tipo de información relevante que sea necesario extraer del análisis.

En la última década han proliferado los estudios que siguen la metodología descrita, siendo esta aplicada en campos muy distintos y de diversa índole y que tratan problemas de distinta naturaleza. En el desarrollo de la presente tesis se han tenido en cuenta principalmente los más enfocados a problemas de gestión de residuos y los asociados a la producción de clínker de cemento y el aprovechamiento de corrientes residuales domésticas en la industria en general. Son numerosos los estudios publicados en relación a la gestión de residuos mediante la utilización de la metodología de ACV [Josa, 2003; Houillou, 2004; Hospido, 2005; Lundin, 2003; Peregrina, 2006; Josa, 2007; Boesch, 2009 y 2010, Hong, 2010]. Uno de ellos Hong et al. [Hong, 2010], enfocado a la problemática de la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU), realizaron un análisis comparativo de cuatro vías distintas en la gestión y disposición últimas de los RSU y cuyos resultados demostraron que la disposición en vertedero es la vía de gestión que genera más impacto. El planteamiento del análisis comparativo permite la constatación y evaluación de los niveles de impacto de cada alternativa, permitiendo extraer conclusiones a nivel técnico de modo que estas puedan ser interpretadas por los agentes ejecutivos. Banar et al. [Banar, 2008], realizaron un estudio ACV sobre cuatro escenarios de gestión de los residuos municipales en los que varía la contribución de las distintas vías, y en el cual son utilizadas las metodologías CML,

para el análisis de los impactos intermedios (conocidos habitualmente por el término anglosajón mid-point), y la GWP100 (Global Warming Potential 100 years, IPPC) para el análisis y cuantificación de las emisiones de GEI, de modo que se utilizan diversas metodologías en el mismo estudio para obtener distintos enfoques del mismo problema.

En el ámbito de los fangos de depuradora urbanos, Hospido et al. [Hospido; 2005] estudiaron de forma comparativa el proceso de digestión anaerobia y los procesos térmicos, evaluando los impactos ambientales de la disposición última de los fangos EDAR a través de distintas vías de gestión, entre las cuales cabe destacar: la aplicación a suelos, el secado térmico, la incineración y la pirolisis. En este estudio se utilizó la metodología CML para la cuantificación de los impactos mid-point, así como el programa Sima Pro para la modelización de los procesos, sin embargo este estudio solo consideró el impacto desde el punto de vista de la operación. Houillou et al. [Houillou, 2004], realizaron el análisis de diversas vías de gestión última de los fangos de depuradora: la aplicación sobre suelos agrícolas, la incineración sobre lecho fluido, la oxidación por vía húmeda, la pirolisis del lodo seco, la co-incineración en horno de cemento, así como la disposición en vertedero. En el estudio utilizaron datos recopilados en Francia y Suiza y metodologías de "Demanda de Energía Acumulada" y "Calentamiento Global" para evaluar en su caso los aspectos que motivaban el estudio, los resultados obtenidos indican que la co-incineración de fangos en hornos de cemento representa un menor impacto desde el punto de vista del calentamiento global del planeta. Lundin et al. [Lundin, 2003], analizaron también diversas vías de gestión de fangos y utilizando básicamente metodología GWP para el análisis de las emisiones de gases de efecto invernadero obteniendo los efectos ambientales, así como una evaluación de los costes de tratamiento y disposición específicos por tonelada de materia seca en función de cada alternativa. Los trabajos de Josa et al. [Josa, 2003; 2007] que realizaron el análisis detallado de los inventarios que se utilizan en el sector del cemento haciendo hincapié en las emisiones derivadas de la combustión que se desarrolla en los hornos de clínker y en los niveles de emisión de particulados son de vital importancia en este estudio. Es importante destacar que estos trabajos se realizaron desde el punto de vista de la producción de los distintos tipos de cemento y de la ubicación geográfica de las plantas, lo cual permite la comparación genérica según la división fronteriza de la Unión Europea. Finalmente, Boesch et al. [Boesch, 2009; Boesch, 2010] analizaron instalaciones cementeras dotadas de última tecnología y que por otra parte considera la introducción de corrientes residuales en la producción del clínker, básicamente en este caso en forma de combustibles alternativos; los resultados indicaron que el uso de residuos en la industria cementera conlleva una reducción de gases de efecto invernadero así como del consumo energético.

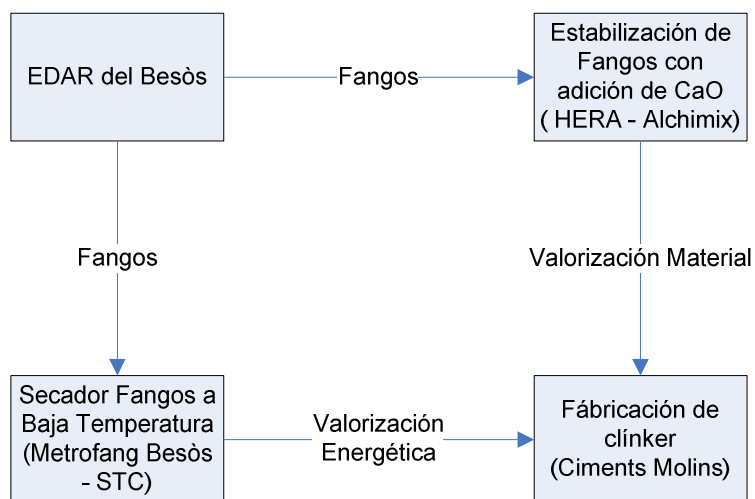
1.6 PLANTEAMIENTO GENERAL DE LA TESIS

En la presente tesis se aborda la problemática de la gestión de los fangos EDAR evaluando la posibilidad de su valorización material tras ser estabilizados con óxido de calcio dentro de la industria cementera. El desarrollado de este trabajo se ha realizado a escala de piloto industrial, de forma que los ensayos de estabilización de los fangos de depuración se desarrollaron utilizando una nueva tecnología empleada en un principio en la estabilización de lixiviados de vertederos de residuos urbanos. Esta tecnología estaba inicialmente diseñada para tratar corrientes líquidas, con lo cual fue necesario realizar una serie de modificaciones con objeto de poder utilizar la instalación piloto existente para la estabilización con incorporación de óxido de

calcio de fangos deshidratados procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas. En una segunda etapa y cuando se había optimizado el proceso de estabilización y se habían caracterizado las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de los fangos estabilizados obtenidos, que presentan unas características distintas de los fangos originales tanto en aspecto, consistencia y propiedades químicas (producto denominado como Neutral), se desarrolló un segundo ensayo a escala industrial en el que el Neutral se utilizaba para la producción de clínker en una primera etapa y en una final la producción del cemento. Esta etapa requería el poder determinar las propiedades físicas, químicas y morfológicas de clínker y de cemento, verificando si cumple con los parámetros de calidad de los cementos producidos. De forma paralela a los estudios experimentales de producción del Neutral y su utilización en la producción de cemento se realizaron análisis desde el punto de vista técnico-económico y ambiental para determinar la viabilidad de implantación de esta tecnología a escala industrial. El análisis ambiental se realizó utilizando la metodología del Análisis de Ciclo de Vida.

Dado que en la actualidad la tendencia predominante en los tratamientos a realizar sobre los fangos es la del secado térmico con ulterior valorización, principalmente en cementera, se realizó un estudio comparativo frente al tratamiento propuesto en esta tesis de estabilización con óxido de calcio. En la figura 1.11 se esquematizan ambas vías de gestión de los fangos de una estación depuradora de aguas residuales urbanas. Por una parte los fangos deshidratados de una EDAR, en el presente estudio la del Besòs, se conducen: bien hacia el proceso de estabilización con adición de óxido de calcio, de cuyo producto inertizado (Neutral) se puede realizar una valorización material como aportador de calcio en la industria cementera; bien hacia un proceso de secado (en este caso secado térmico a baja temperatura, tecnología de la empresa STC) de cuyo producto seco puede realizarse la valorización energética en hornos de clínker.

Figura 1.11. Esquema general de las vías de gestión planteadas como alternativas en estudio



Los resultados de la tesis deberán poder identificar las diferencias en términos de adecuación de producto, producción de cemento, como aspectos de impacto ambiental consecuencia de las rutas de gestión evaluadas. Cabe señalar que como se ha presentado en el análisis de la problemática de la generación y gestión de los fangos, las dos alternativas de gestión estudiadas evitan la disposición última a vertedero y realizan un aprovechamiento efectivo de los fangos.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO PRINCIPAL

Como objetivo principal de la presente tesis se plantea el: análisis de la viabilidad técnica, económica y ambiental de la alternativa de tratamiento de fangos de depuradoras urbanas mediante óxido de calcio, a través de un ensayo de validación a escala de una planta piloto con posterior demostración a nivel industrial. Dicho análisis integra el de la viabilidad de la valorización del producto inertizado mediante su aprovechamiento como materia prima en procesos de producción en la industria cementera, verificando que la caracterización físico-química del clínker y del cemento producido cumpla con los estándares determinados para estos productos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Dentro de la consecución del objetivo general se estructuró un esquema de objetivos específicos

- Comprender y verificar los mecanismos físico-químicos y transformaciones que tienen lugar en el tratamiento con la tecnología en desarrollo. Elaboración de un modelo a contrastar con los resultados y parámetros de control de planta.
- Determinar las condiciones óptimas de los fangos a recibir para mejorar el proceso conjunto de pretratamiento de fangos en las depuradoras y tratamiento en la planta de inertización por adición de óxido de calcio.
- Determinar las condiciones óptimas de alimentación, adición de óxido de calcio y tratamiento para mejorar el producto obtenido de cara a su utilización.
- Optimizar el sistema de estabilización del fango con objeto de poder alcanzar los requerimientos de calidad de la industria del cemento para su utilización en la producción de clínker.
- Determinar los niveles de emisiones del proceso de estabilización con cal a través de la realización de las campañas analíticas exigidas por la Administración en las diferentes condiciones de funcionamiento y estudio de su aplicabilidad al funcionamiento general del proceso de estabilización.
- Realizar la caracterización elemental, granulométrica y cristalográfica de los productos principales (Neutral y clínker) producidos.
- Evaluar el impacto ambiental de la integración de diferentes opciones de la gestión de los fangos de depuradoras de aguas residuales urbanas en la industria del cemento mediante la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).
- Realizar el estudio económico de tecnología de estabilización de fangos con óxido de calcio considerando los costes de inversión que representa y los gastos de operación y mantenimiento en la vida de la misma.
- Evaluación del coste global de tratamiento y comparación con el correspondiente a otras alternativas, incluyendo otras opciones de tratamiento integradas en la industria del cemento.

3. METODOLOGÍA

3.1 INTRODUCCIÓN

La metodología de trabajo utilizada en la elaboración de esta tesis abarca desde aspectos instrumentales a aspectos de modelización y se puede dividir en tres grandes áreas de trabajo:

Análisis de la viabilidad técnica del proceso de estabilización de fangos deshidratados con óxido de calcio.

En esta área se recoge el trabajo realizado en la planta piloto de estabilización de los fangos con cal. Incluye el análisis, definición y descripción del proceso Alchimix a partir de experiencias previas del proceso Mid-Mix, la propuesta de los requisitos de operación para la obtención de autorizaciones ambientales para su operación por la Direcció General de Qualitat Ambiental (DGQA), Agència Catalana de l'Aigua (ACA), Agència Catalana de Residus (ACR), la fijación del programa de experimentación requerido, la coordinación de su desarrollo y la logística entre las empresas involucradas en el proceso y la utilización del producto resultante: Metrofang, Hera Alchimix y Ciments Molins,

Adicionalmente se ha participado en la ingeniería del proceso de la planta piloto y significativamente en los aspectos de tratamiento de gases y, en general, de prevención ambiental.

En la experimentación en la planta se han analizado y establecido las diferentes condiciones de alimentación, adición de reactivos y operación, procediendo para cada una de ellas a: la realización de análisis de las corrientes de entrada y salida del proceso; medición de los parámetros de funcionamiento, determinando para las líneas del proceso: caudales, composición y condiciones termodinámicas.

En base a todo ello se ha determinado: los balances de materia y energía del proceso, la caracterización físico-química del proceso, la composición y estructura de los materiales resultantes, cuantificación de las emisiones derivadas del proceso y el coste global de tratamiento, incluyendo la repercusión de las inversiones y de los gastos de explotación

Análisis de viabilidad ambiental del proceso de estabilización de fangos deshidratados con óxido de calcio.

La segunda área de trabajo incluye el análisis de los efectos medioambientales del proceso, haciendo hincapié en las inmisiones derivadas y su simulación numérica. El análisis ambiental se ha completado realizando un análisis del ciclo de vida (ACV) acorde con la metodología estándar expuesta en UNE-EN-ISO 14040-14044. Esta evaluación permite determinar el impacto de los fangos estabilizados como materia prima en la industria cementera como vía de gestión y además permite comparar con otras vías de gestión como es el secado térmico a baja temperatura de fangos que puedan ser utilizados como combustible alternativo en la misma industria.

Análisis de viabilidad económica de la utilización de fangos deshidratados estabilizados con óxido de calcio en la producción de cemento.

La tercera área de trabajo incluye el análisis de la viabilidad económica describiéndose desde: la determinación de costes de inversión, de los costes de explotación y de los ingresos, de acuerdo con los desarrollos del sistema y de las experiencias de explotación realizadas; la determinación de la rentabilidad resultante empleando modelos de cálculo de rentabilidad basados en: la evaluación de los flujos de caja resultantes de las fases de construcción (inversión) y operación

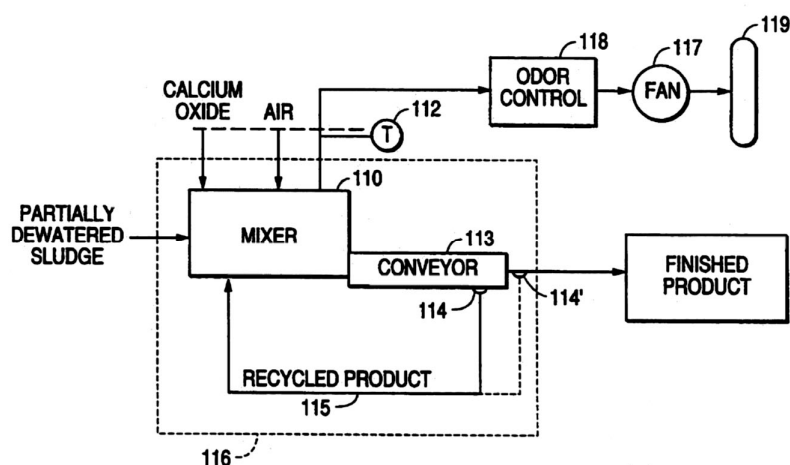
del sistema, estableciendo asimismo los balances y cuentas de resultados anuales, a efectos de determinar los flujos correspondientes a la tributación, y los correspondientes a la financiación previsible a efectos de determinar los flujos correspondientes a la misma; y finalmente la evaluación de las tasas internas de retorno para un caso base, según hipótesis previsible de los distintos parámetros y un análisis de la sensibilidad de dichas tasas en función de la posible variación de los mismos.

3.2 EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE LA ESTABILIZACIÓN DE FANGOS DESHIDRATADOS CON CAL

3.2.1 Antecedentes al proceso desarrollado

Roediger [US Patent 4.270.279] patentó un método para secar y esterilizar fangos de aguas residuales, si bien la patente no aporta esquemas de proceso y es un descriptivo genérico de un procedimiento para el tratamiento de dicho tipo de material con contenido en sólidos entre el 15% y el 35%. El sistema propuesto para realizar el tratamiento de fangos de aguas residuales consiste en añadir cal viva y se aconseja a título indicativo que este procedimiento puede ser llevado a cabo mediante un sencillo y económico mezclador de palas en una sola etapa, obteniéndose un producto constituido por partículas de aglomerado de calibres entre 1 y 10 mm. La patente describe asimismo como únicas reacciones que se llevan a cabo en el procedimiento: la de hidratación de la cal viva (con dosificación recomendada entre el 20 y 40% de CaO respecto a la masa de fangos), resultando en un incremento del pH de la mezcla, que ayuda a esterilizar el producto juntamente con el incremento de temperatura producido por la reacción de hidrólisis, produciendo $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Es necesario el almacenamiento durante unas 4 horas para que el producto acabe solidificando con la formación de CaCO_3 a partir del hidróxido formado en la enunciada reacción. Se aconsejaba como aplicación del material producido la aplicación a suelos ya sea como fertilizante o corrector de pH. Así mismo, Girovich [US Patent 5.435.923] patentó un proceso basado en la patente descrita inicialmente en el cual se realizan nuevas aportaciones para mejorar el comportamiento del sistema en los aspectos energéticos y de reducción de la humedad del producto resultante a través de la introducción de un sistema de recirculación al proceso de mezcla en una sola etapa propuesto por Roediger y el cual se puede realizar en continuo. La figura 3.1 describe el proceso propuesto.

Figura 3.1 Figura descriptiva del proceso patentado por Girovich. [US Patent 5.435.923, 1995]



El hecho de realizar la recirculación reduce las necesidades energéticas, ya que el calor propio del producto estabilizado con materiales alcalinos (como CaO , Ca(OH)_2 , cenizas volantes o clínker de cemento) se reintroduce en el sistema y, por otra parte, la adición de una porción de producto con menos humedad a los fangos hace que la mezcla obtenida antes de la adición de cal viva sea menor que la de partida. El intervalo de humedad recomendado del fango para la aplicación del proceso descrito por la patente puede variar entre el 90% y el 40% y la dosificación de material alcalino recomendada entre el 10% y 150% en peso sobre los fangos. El objetivo definido por el proceso es la inactivación de la actividad biológica de los vectores patógenos y la reducción de olor producido por los fangos frescos, con aplicación en la fertilización de suelos, al igual que en la propuesta de Roediger. La patente describe asimismo la necesidad de la utilización de un sistema de tratamiento de los gases debido a la liberación de amoníaco en el medio básico creado.

3.2.2 Desarrollo del proceso para la planta piloto. Proceso Alchimix

El proceso descrito por Girovich es la base del desarrollo realizado en la planta piloto en la que se han realizado las pruebas desarrolladas durante la ejecución de la presente tesis. Varias son las modificaciones añadidas al proceso original de Girovich, como son la inclusión de una unidad premezcladora en donde inicialmente se mezclan los fangos con la recirculación y al final de la cual se realiza la adición de cal viva. La mezcla completa pasa a un segundo reactor de mezcla intensa en donde se acaban de completar las reacciones. Adicionalmente se ha dotado al sistema de una unidad de maduración y homogenización del producto dado que el destino del fango estabilizado con cal viva (denominado Neutral a partir de este momento) es la sustitución de materiales calcáreos en cementera, y no la fertilización de suelos como describen las patentes expuestas, y dicho proceso requiere de una alta calidad y homogeneidad en las materias primas.

La unidad básica del proceso de estabilización de fangos con cal Alchimix estaba constituida por reactores de mezcla por tornillos sin fin que utilizan la tecnología MID-MIX [Yunirisk, 2011]. Esta tecnología utiliza un diseño del reactor de mezcla que se había utilizado en la inertización de residuos peligrosos, residuos procedentes de buques, conocidos como residuos marpol, y otros residuos pesados de la destilación del petróleo. En la figura 3.2 se puede observar una unidad móvil de tratamiento de residuos peligrosos por adición de cal viva basada en reactor MID-MIX [Yunirisk]. Dicha tecnología de mezcla, así como el concepto desarrollado por Girovich no tuvieron una repercusión industrial adecuada, pero dada la consistencia y reología de los fangos de EDAR se consideró esta tecnología óptima para esta nueva aplicación. Además aportaba las ventajas de la incorporación del sistema de recirculación de producto y la unidad de maduración de producto. El proceso de evaluación experimental de la inertización de fangos con cal se realizó en la planta piloto (planta Alchimix) cuyas bases de diseño se exponen a continuación y se desarrolló por iniciativa y con la financiación de la empresa Hera Holding.

En la tecnología del reactor MID-MIX, empleada en el desarrollo de la planta Alchimix el tiempo de residencia de la mezcla de fangos y cal en el interior del proceso viene establecida por las dimensiones del reactor y capacidad de tratamiento del proceso de diseño. Así, en el caso de la unidad empleada en la planta piloto (reactor tipo Alchimix-10) las dimensiones del mismo son de aproximadamente 7 x 0,9 x 0,6 m. El premezclador tiene unas dimensiones similares, mientras que la unidad de maduración presenta unas dimensiones de 7 x 1,8 x 1,2 m. El criterio para el correcto funcionamiento del proceso es el llenado de los reactores abarcando la totalidad de su volumen de modo que se aproveche el efecto de mezcla que realizan los tornillos sin fin, de un

paso entre filetes consecutivos de unos 50 cm, de los que está dotado el reactor. De este modo, para la capacidad de diseño de la planta piloto Alchimix, de 6 toneladas a la hora de fangos, se determina un tiempo de residencia de la mezcla en el reactor es de unos 40 minutos (en función de la calidad del producto y según requerimientos) y una velocidad de rotación de los ejes de aproximadamente 1 r.p.m.

Figura 3.2 Planta móvil de tratamiento de residuos peligrosos (marpol y colas de destilación de petróleo) basado en reactor tipo MID-MIX [Yunirisk, 2011]



El Neutral consiste en un material fino y pulverulento (con el 90% de las partículas con tamaños inferiores a 30 μm) con grado de sequedad deseado del 10% de aspecto blanquecino y que no presenta prácticamente olor, con un pH medio de 12 y compuesto principalmente por $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCO_3 , un resto de la materia orgánica original de los fangos EDAR, material inerte residual asimismo de procedencia de los fangos y un pequeño contenido en nitrógeno amoniacal procedente asimismo de los fangos. El alto grado de finura y sequedad se consiguen a través de la aplicación del reactor de mezcla basado en tecnología MID-MIX. Las características del producto se han determinado, optimizando los parámetros del proceso Alchimix para que pueda ser utilizado como aportador de calcio en la industria cementera. En la figura 3.3 a puede apreciarse el aspecto de los fangos EDAR deshidratados y en la figura 3.3 b el aspecto final del Neutral tras su paso por la planta Alchimix.

Figura 3.3 Aspecto de los fangos EDAR deshidratados (3.3a) y Neutral (3.3b)

3.3 a



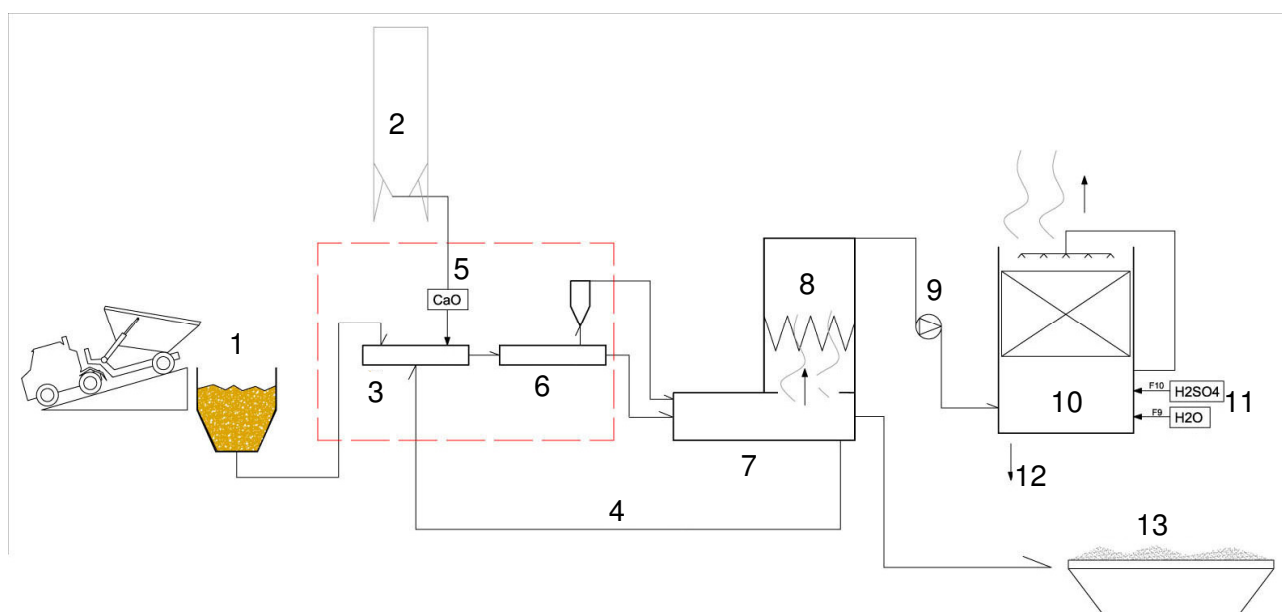
3.3 b



3.2.3 Proceso de estabilización de fangos deshidratados con óxido de calcio (Proceso Alchimix)

El proceso de estabilización a escala semi industrial se planteó en base a un premezclador y reactor de mezcla intensa, junto con un sistema de recepción de fango, un silo de expedición de producto, silo de aditivos para el almacenamiento de óxido de calcio, sistemas de movimiento de fango y del producto del proceso en base a tornillos sin fin. Asimismo y para prevenir el principal efecto ambiental del proceso, la emisión de gases contaminantes, se ha previsto un sistema de tratamiento y reducción de contaminantes en esta corriente. El proceso de estabilización de fangos deshidratados se estructuró tal como se describe en la Figura 3.4.

Figura 3.4 Diagrama básico del proceso de tratamiento de fangos EDAR Alchimix. Elaboración propia.



1. Recepción de fangos (tolva); 2. Silo de CaO; 3. Premezclador; 4. Recirculación; 5. Adición de CaO; 6. Reactor de mezcla tipo MID-MIX; 7. Unidad de maduración y homogenización; 8. Filtro de mangas; 9. Ventilador de extracción de gases; 10. Lavador de gases ácido en columna con relleno; 11. Adición de reactivos al lavador; 12. Extracción purga lavador; 13. Expedición Neutral

La capacidad de la planta, de 6 t/h, se definió, previendo un carácter de demostración, en un valor próximo a la de una planta industrial, 30.000 toneladas anuales, operando 16 horas efectivas al día durante 312 días al año. Para su disposición se consideró la utilización de una superficie reducida, contando con una sola nave cerrada, así como en una serie de instalaciones complementarias. De esta forma la instalación se diseñó con las siguientes áreas:

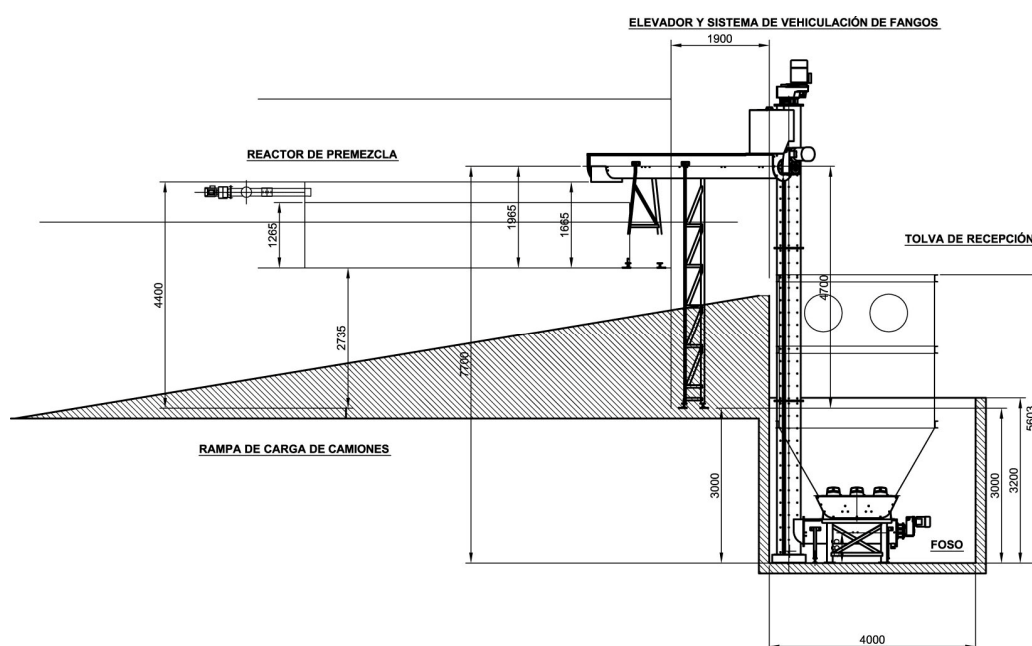
- Recepción en base a una tolva de almacenamiento de fangos.
- Nave principal de estructura metálica, cerrada para evitar emisiones de ruido y partículas.
- Silo de almacenamiento de cal y el de producto inertizado listo para expedición.
- Sistemas tratamiento de gases en base a un lavador de gases y un filtro de mangas.

Los fangos recibidos eran descargados en el foso de recepción. La tolva de recepción, de 42 toneladas de capacidad, permite que los camiones de transporte puedan descargar a través de

una pequeña rampa utilizando el volquete del camión. La capacidad se ha fijado teniendo en cuenta el transporte de los fangos en camiones bañera de 20 toneladas de capacidad. Esta, permite dotar a la planta de una cierta flexibilidad y autonomía dentro de la variabilidad de los periodos de suministro de fangos, que dependen en gran medida de la generación de fangos en la depuradora. La Figura 3.5 presenta el detalle de la tolva de recepción, la rampa por la que ascienden los camiones para el vertido de los fangos y los tornillos principales para la introducción de los fangos al sistema.

Los fangos, por su parte, son conducidos a la unidad mezcladora por medio de una tubería e impulsados mediante un sistema de tornillos sinfín.

Figura 3.5 Esquema del sistema de recepción y alimentación de fangos. Sistema Alchimix.



Se dispone de un sistema de contención y tratamiento de las emisiones de olores así como un sistema de protección de las aguas de lluvia en base a un tejado que cubre la tolva de recepción. Por otra parte, la recepción de óxido de calcio se hace en un silo cilíndrico de 76 m^3 , conectado a la unidad premezcladora por medio de un tornillo sinfín. En las figuras 3.5 a 3.7 se presentan esquemas de las distintas áreas del proyecto constructivo de la planta piloto Alchimix desarrollado conjuntamente por las empresas HERA, Ecko Tehning y AUMA. Parte de los trabajos realizados se englobaron en el marco del proyecto Sostaqua. La Figura 3.7 presenta los aspectos principales del reactor de mezcla tipo MID-MIX adaptado para la planta Alchimix, pudiéndose observar la forma y dimensiones así como los detalles del acoplamiento de los motores y motorreductores así como la tipología de los tornillos de mezcla. En la figura 3.8 puede apreciarse la planta Alchimix en fase de construcción, apreciándose claramente el premezclador, el reactor tipo MID-MIX, el silo y la dosificación de CaO. En la figura 3.9 se ha querido presentar un detalle del punto donde se realiza la recirculación del Neutral al premezclador. En la figura 3.10 puede apreciarse el aspecto de la planta concluida y preparada para la operación.

Figura 3.6 Diagrama de la planta piloto. Esquema en planta y distribución de los equipos. Planta piloto Alchimix en Coll Cardús. Sistema Alchimix.

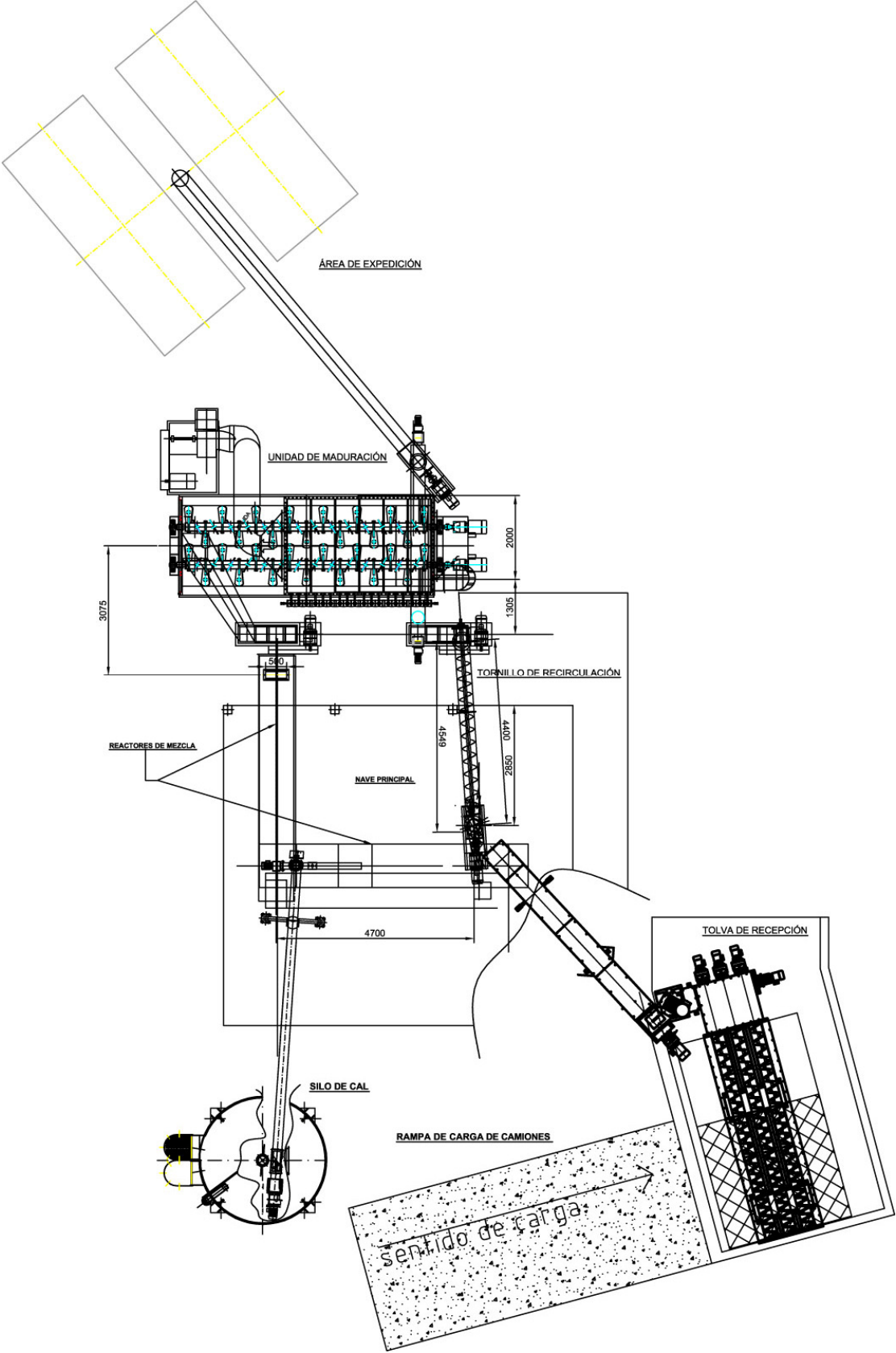


Figura 3.7 Detalles constructivos de los reactores de mezcla Alchimix.

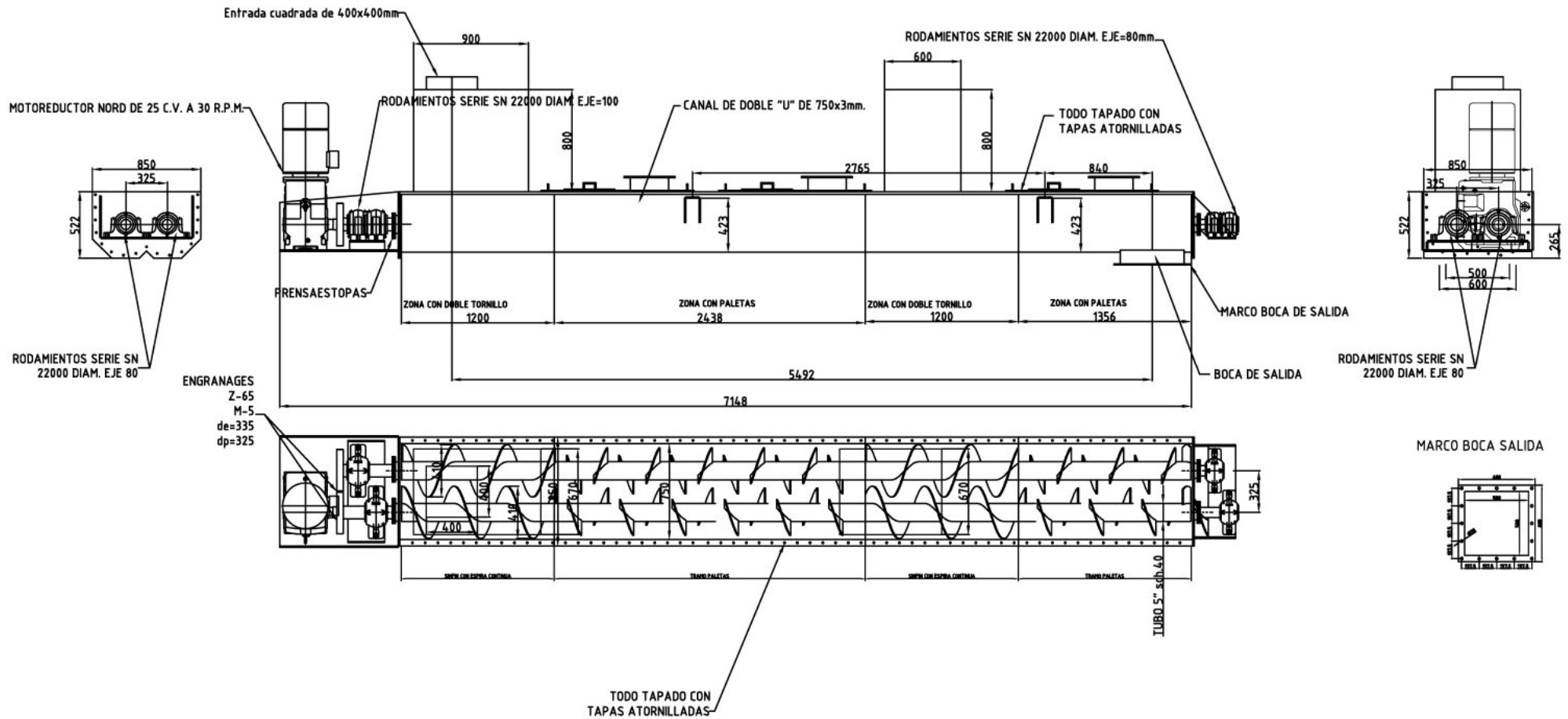
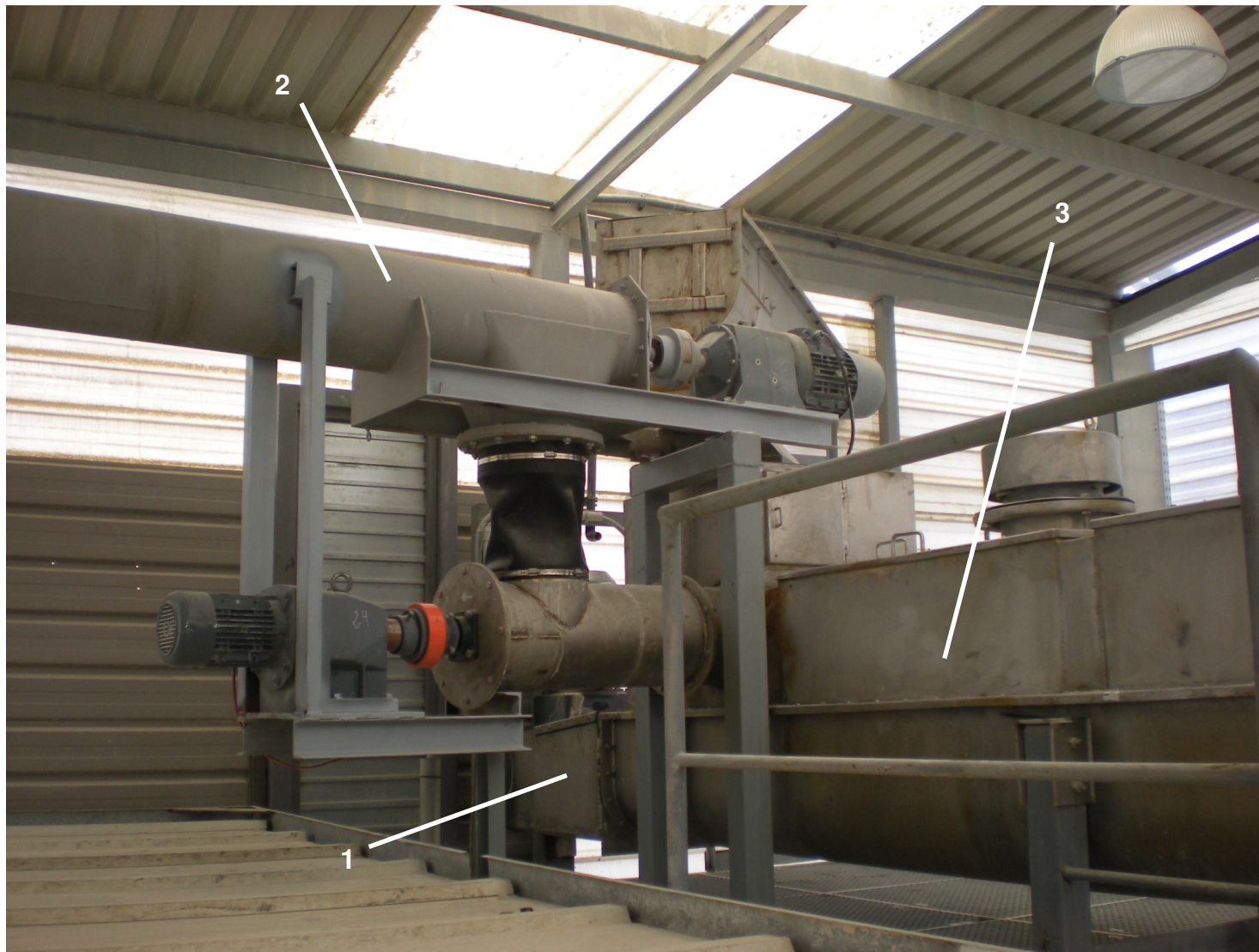


Figura 3.8 Planta Alchimix en fase de construcción



1. Tolva de recepción de fangos EDAR; 2. Silo de CaO; 3. Dosificación de CaO al final de la unidad premezcladora; 4. Unidad premezcladora; 5 Reactor de mezcla intensa basado en MID-MIX.

Figura 3.9 Detalle del punto de introducción del Neutral recirculado y premezclador



1. Entrada de fangos EDAR deshidratados; 2. Dosificación de Neutral recirculado; 3. Premezclador

Figura 3.10. Vista global de la planta Alchimix terminada



1.Rampa de acceso a la tolva de recepción de fangos; 2.Silo de CaO; 3. Dosificador de CaO; 4. Nave principal; 5Unidad de maduración y homogenización; 6. Conductor de recirculación; 7. Elevador de cangilones para llenado del silo de expedición de Neutral; 8. Filtro de mangas; 9. Lavador de gases; 10. Almacenamiento de reactivos (H_2SO_4 98%) para el lavador y purga.

3.2.4 Descripción del proceso de tratamiento de estabilización con óxido de calcio

El producto procedente de la tolva recibe la recirculación de producto final en una unidad premezcladora. En ella adquiere una consistencia adecuada para su ulterior tratamiento y posibilita que acabe de reaccionar parte del óxido de calcio no reaccionado. Al final de la unidad premezcladora se realiza la adición de óxido de calcio y la mezcla pasa al reactor propiamente dicho mediante dos tornillos sinfín. En el reactor, mediante agitación se produce la estabilización del lodo sobre una matriz de hidróxido de calcio.

Finalmente, un ventilador de extracción arrastra a los gases de salida del reactor junto con los vapores generados y con el aire excedente que haya penetrado desde el exterior al sistema, dichos gases son enviados al sistema de tratamiento de gases que se presenta en detalle en los siguientes apartados

El producto resultante es conducido a un silo de almacenamiento de producto de 100 m³ por medio de un sistema de elevadores de canjilones cerrados. Este silo proporciona un almacenamiento temporal para su recirculación a proceso. El silo se encuentra dotado de un sistema de acondicionamiento y deshumidificación, ya que se prevé que el proceso de secado del producto continúe en el sistema de almacenaje durante al menos dos días. En la parte baja del silo de producto inertizado un sistema de canjilones cubierto, se encarga de la dosificación de producto a la premezcladora y del transporte hasta los camiones de salida. Asimismo los silos se encuentran dotados de filtros de mangas que evitan la emisión de partículas al exterior.

En el proceso de reacción se producen gases derivados de la degradación de la materia orgánica contenida, esencialmente dióxido de carbono y amoníaco, que junto con el exceso de aire, el vapor de agua procedente del proceso de secado y partículas arrastradas son extraídos por el ventilador del sistema de tratamiento de gases.

El sistema de tratamiento está formado por un lavador que elimina material particulado y las emisiones de amoníaco gracias a la dosificación de ácido sulfúrico diluido que permite la absorción del amoníaco, obteniendo sulfato amónico como subproducto. El funcionamiento de la unidad del lavador supone la generación de una corriente de sulfato amónico en concepto de las purgas realizadas. Las mermas producidas por la extracción de las purgas son compensadas con agua de aporte de la red de abastecimiento y sulfúrico. El diseño del lavador se realizó para tener rendimientos de eliminación de amoníaco superiores al 99%.

3.2.5 Aspectos ambientales del proceso de estabilización de fangos en base a la tecnología Alchimix

El proceso de inertización de fangos pretende alcanzar como retos ambientales la reducción de la humedad del residuo por evaporación de gran parte del agua gracias al carácter exotérmico de las reacciones que se dan lugar en el proceso; la inmovilización de contaminantes en la matriz cálcica del producto y la obtención de un producto potencialmente útil en la industria cementera o en la construcción. Por tanto es importante verificar que las corrientes residuales que se generan en el proceso son poco significativas, como plantean los análisis básicos realizados.

Las emisiones identificadas en el proceso serán: emisiones gaseosas con contenido en amoníaco y dióxido de carbono, emisión de partículas, emisiones de olores, y emisiones sonoras. De ellas,

las emisiones de olor quedan muy reducidas debido a la incorporación del sistema de contención. El transporte interior de la planta mediante tornillos y canchales cubiertos contribuye a que las emisiones más significativas estén constituidas por el sistema de tratamiento y evita la fuga de olores desagradables al entorno. Las emisiones sonoras relativas al funcionamiento de la planta, corresponden al funcionamiento de las máquinas, al transporte de los residuos a la planta y del producto inertizado a destino. Todas las máquinas, excluyendo parte de los sistemas de transporte, se encuentran en zonas cerradas en una nave industrial, por tanto las emisiones acústicas se determinaron como no significativas. Las emisiones de amoníaco y de partículas a través de las corrientes gaseosas de escape del lavador son el aspecto ambiental más significativo. La chimenea es el único foco emisor de la planta.

Las corrientes líquidas generadas en el proceso estaban asociadas a las purgas del lavador de gases. Este opera por ciclos y tiene un efluente que es una disolución de agua con sulfato amónico al 35 % en peso. El efluente resultante se gestiona a través de un gestor externo. En principio se ha iniciado el proceso para la homologación de dicho producto para su clasificación como subproducto, lo que permitiría su valorización en la fabricación de fertilizantes y compost enriquecido.

3.2.6 Desarrollo de ensayos de estabilización de fangos con óxido de calcio

El desarrollo de la planta piloto situada en Coll Cardús, y la realización de ensayos, exigió en el plano legal, la solicitud y obtención de permisos y autorizaciones preceptivos para su ejecución y operación al Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya y desde el punto de vista Ambiental a la Direcció General de Qualitat Ambiental (DGQA). Esta estaba condicionada al desarrollo de análisis de productos obtenidos y de las emisiones producidas y requirió la coordinación de la Agència Catalana de l'Aigua (ACA) y de la Agència Catalana de Residus (ACR). El suministro de fangos para la realización de las pruebas corrió a cargo de la depuradora del Besòs (Entitat Metropolitana) y la disposición del producto obtenido requirió su control por la ACR.

El desarrollo de la operación de la planta piloto exigió una coordinación a nivel logístico del suministro de camiones de fango, que supuso la entrega para tratamiento de entre 50 y 60 toneladas de fangos al día en coordinación con la ACA. Esta se produjo por lo general a primera hora de la mañana para evitar el tránsito de camiones durante el día.

3.3 ANALISIS DE LA VIABILIDAD TÉCNICA DEL PROCESO DE INERTIZACIÓN CON CAL

El análisis de la viabilidad técnica ha comprendido esencialmente la determinación experimental del balance de proceso de estabilización en términos de materia y energía. La metodología empleada ha comprendido:

- Establecimiento de balances preliminares de materia y energía
- Puesta en marcha y ajustes hasta alcanzar el funcionamiento continuo
- Ensayos de verificación: diseño de los protocolos de prueba y determinaciones asociadas y realización de analíticas de los productos de entrada y salida.

- Diseño del modelo de proceso, interpretación de los resultados obtenidos en los ensayos y ajuste de los balances.
- Pruebas y análisis de la adecuación del producto obtenido como materia prima para la producción de cemento.

3.3.1 Establecimiento de balances preliminares de Materia y energía

Con carácter inicial y como referencia para el desarrollo de los equipos se definieron los balances de materia y de energía en base a: caudales, calidades y composiciones medias de los productos a tratar y del reactivo a emplear; procesos químicos utilizados y la capacidad de diseño del sistema. Estos balances preliminares permitieron determinar asimismo los datos de partida de las pruebas a desarrollar.

La puesta en marcha de la planta exigió prever un periodo de pruebas y ajustes en el que se pudo alcanzar y comprobar no sólo el correcto funcionamiento de todos sus elementos individualmente sino también la operatividad conjunta de todos ellos, con las calidades y cantidades previstas de los productos tratados y utilizados y cumpliendo los periodos de operación requeridos. Se desarrollaron las siguientes etapas:

- Fase previa de pruebas individuales, en vacío de los distintos elementos para comprobar su funcionamiento
- Fase de arranque iniciando el funcionamiento de la planta a distintos valores de régimen: 50% de la capacidad nominal (3 toneladas/hora) y 100% de la capacidad nominal de los equipos (6 toneladas/hora).
- Fase de ensayo de la dosificación previa de la mezcla de óxido de calcio y la tasa de recirculación para obtener un correcto funcionamiento mecánico de la planta y un producto de salida de adecuada morfología para reducir las aglomeraciones en el mismo. Su calidad y composición se analizaron en las pruebas de verificación.

3.3.2 Diseño de los ensayos de evaluación de la estabilización de fangos con cal en el reactor Alchimix

Una vez obtenido el funcionamiento en régimen se diseñaron las pruebas de evaluación que tuvieron lugar en 2008 y 2009. El tiempo de funcionamiento previsto fue de 16 horas diarias, con un caudal de tratamiento promedio fue de 6 t/h (caudal nominal) y la duración de cada prueba: tres jornadas para verificar el funcionamiento estable, y la realización de determinaciones y toma de muestras. Si bien durante las pruebas iniciales, el caudal era próximo 3/h, posteriormente se consiguió alcanzar el caudal nominal tras la mejora de los sistemas de transporte de fangos.

El plan de monitorización del proceso de estabilización supuso el control de los caudales de producto, donde se analizaban, de acuerdo con las velocidades del sistema de alimentación, de recirculación y de extracción de la planta, (calibrados en las pruebas iniciales) la cantidad tratada en la jornada. Esta se evaluaba en base a la carga recibida y a la variación de la tolva de alimentación y la corriente de salida. Ello permitió, determinar el caudal de producto de entrada, los caudales de recirculación y el caudal de salida. Finalmente, es importante mencionar que se

realizó la monitorización de temperaturas de reactor en base a la sondas de temperatura en el reactor y de las corrientes de gases de salida

3.3.2.1 Caracterización de las corrientes de proceso

Las analíticas de las entradas y salidas del sistema proporcionaron información para desarrollar los datos adicionales precisos para completar la verificación de los balances de materia y energía del proceso y para la caracterización del fango tratado, del producto obtenido y de los gases emitidos para validar la adecuación ambiental del proceso.

Caracterización de productos de entrada

Se determino la humedad, el contenido en materia orgánica, el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico La relación de analíticas y metodología prevista para los fangos de entrada se reúne en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Métodos de análisis utilizados en la caracterización de los productos en laboratorio sobre 3.1 a) fracción sólida, 3.1 b) fracción líquida

3.1 a		Análisis sobre el sólido	
ANÁLISIS		Método de análisis	
Test de lixiviación		DIN 38414-S4	
Humedad (Pérdida a 105°C)		deseccación	
Cenizas (Pérdida a 500°C)		calcinación	
Humedad + sólidos totales + sólidos volátiles + cenizas		deseccación + calcinación	
Punto de inflamación		ASTM D56/87	
Sustancias lipófilas		Extracción Soxhlet	
Sustancias lipófilas insaponificables		Extracción Soxhlet	
Poder calorífico inferior		Calorimetría	
Materia orgánica		Oxidación permanganato	
Nitrógeno Kjeldhal		digestión + destilación + valoración	
Fósforo total		digestión + fotometría	
Cloro total		Calorimetría y Cr. Iónica	
Azufre total		Calorimetría y Cr. Iónica	
Arsénico		EAA – generador de hidruros	
Cadmio,		EAA – cámara grafito	
Cobre, cromo total, níquel, plomo, zinc		EAA	
Mercurio		EAA-vapor fred	
Cd + Cr + Cu + Ni + Pb + Zn		6 metales ICP – EEO + digestión	
Compuestos orgánicos volátiles (screening semicuan.)		P&T, TD ó HS / CG/EM	
Disolventes aromáticos (benceno, tolueno...)		P&T, TD ó HS / CG/EM	
Disolventes clorados (tricloroetileno, percloroetileno...)		P&T, TD ó HS / CG/EM	
Orgánicos volátiles especificados (hasta 3)		P&T, TD ó HS / CG/EM	
PCBs		Extracción Soxhlet – CG/ECD	
Hidrocarburos petrogénicos		Extracción Soxhlet-CG/FID	

3.1b		Análisis sobre el lixiviado	
ANÁLISIS		Método de análisis	
Fracción soluble		deseccación	
TOC		DIN-38409-H3-85	
DQO		St Methods 5220D	

AOX	DIN-38409-H14-85
Toxicidad	Photobacterium phosphoreum
Hidrocarburos	Extracción C18-CG/FID
Índice de fenoles	St Methods 5530B y D
Carbonatos/Bicarbonatos	Valoración
Cloruros, fluoruros, sulfatos, nitratos	Cromatografía iónica
Nitritos, amonio	Espectrofotometría
Sulfuros	St Methods 4500C i D
Cianuros	UNE 77.029-83
Aluminio	EAA
Antimonio, arsénico, selenio	EAA – generador de hidruros
Bario, Cadmio, cobre, cromo total, hierro, manganeso, níquel, plomo, zinc	EAA – cámara
Boro	Fotometría
Cromo VI	Espectrofotometría
Mercurio	EAA – vapor frío
Cd + Cr + Cu + Ni + Pb + Zn	6 metales ICP - EEO
Compuestos orgánicos volátiles (screening semiquan.)	P&T/ CG/EM
Disolventes clorados (tricloroetileno, percloroetileno...)	P&T/ CG/EM

Se realizó una analítica completa para cada ensayo, utilizando el laboratorio de la Entidad Metropolitana de Barcelona (EMA-AMB) acreditado para la realización de análisis de residuos. La toma de muestras se realizó en la tolva de entrada de material, realizándola al cabo de 4 horas de funcionamiento en continuo de la planta, para asegurar la mezcla de entradas, de forma que fuera representativa de la batería de pruebas. Para el seguimiento del proceso se realizaron analíticas parciales más frecuentes, esencialmente de humedad y de materia orgánica, verificando las características de los fangos en las diferentes entregas.

Caracterización de los productos de salida

En el caso del estabilizado (Neutral) se analizó la humedad, el contenido en materia orgánica, el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico. En la corriente de sulfato amónico de la purga del lavador se analizaron amonio, sulfatos y pH. Como en el caso de las corrientes de entrada (fangos y óxido de calcio), para el seguimiento del proceso se realizaron analíticas parciales más frecuentes, con objeto de ajustar los parámetros de control de planta.

Análisis de la emisión de gases

Para la verificación de los balances de materia y energía se realizó la medida del caudal, velocidad, temperatura y el análisis utilizando los métodos descritos en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Métodos de medida de los parámetros básicos de los gases [DGQA, 2009]

Parámetro	Método de muestreo
Caudal y velocidad	UNE 77225:2000
Humedad	UNE-EN 14790
Temperatura	Termopar contador de gases MONET

El control del componente mayoritario, que es el amoníaco ($\text{NH}_{3(g)}$), se determinó antes y después del lavado ácido y por tanto se adaptaron captadores en el conducto que se dirigía a la torre de lavado y en la chimenea de salida de gases. La determinación del $\text{NH}_{3(g)}$ se realizó de acuerdo al Método 401 del Intersociety of Air Sampling [DGQA, 2009]. Adicionalmente se analizaba la presencia de compuestos orgánicos y metálicos que se describen en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Métodos de análisis de la contaminación en los gases utilizados en las pruebas de emisiones

Contaminante/Parámetro	Método de muestreo
Partículas	UNE-EN 13284-1:2002
NH_3	Met. 401 del Intersociety Committee of Air Sampling
COV	VDI 3481 o EPA 25 ^a
H_2S	Met. 701 del Intersociety Committee of Air Sampling
Mercaptanos	NIOSH 2542
Hg	UNE-EN 13211
Cd	UNE-EN 14385
HCl	UNE-EN 1911
HF	EPA 13B
SO_2	UNE 77216 o UNE 77226
NO_x (como NO_2)	EPA 7C o 7D
CO	ASTM D 6522 – 00

El material utilizado para la realización de las medidas en gases como analizadores, sondas de toma de muestra y acondicionamiento se describe en la Tabla 3.4.

Tabla 3.4 Equipo utilizado en las pruebas de gases

Concepto	Equipo
Caudal Gases	Contador de gases SOMNET
Temperatura	Termopar contador de gases MONET
Analizadores	Analizador de gases TESTO 350 MXL
	Analizador automático de gases de combustión MADUR GA-40 T PLUS
	Analizador automático de carbono orgánico total (COT) con detector de ionización de llama (FID) modelo ThermoFID
Presión	Micromanómetro TESTO 512
	Barómetro TESTO 511
Captación y sonda	Unidad de medida isocinética, sonda TCR TECORA Basic
	Pitot "S" corto TECORA
	Captador de bajo volumen, marca TECORA modelo BRAVO M – PLUS
Condicionamiento de muestra	Regulador temperatura sonda y caja caliente TECORA

3.3.2.2 Caracterización microbiológica ambiental y de las corrientes del proceso

Los análisis microbiológicos se realizaron mediante cultivo sobre placa de Petri ajustándose la cuantificación a la metodología estandarizada que se describe en la Tabla 3.5. [Echevarne, 2010]

Tabla 3.5. Normativa estándar de los métodos utilizados en la determinación de la contaminación biológica.

Parámetro	Método analítico
Recuento de Aerobios Mesófilos	ISO 4833
Recuento de Enterobacterias totales	ISO 21528-2
Determinación de <u>Escherichia coli</u>	ISO 7251
Determinación de <u>Staphylococcus aureus</u>	ISO 6888
Determinación de <u>Pseudomonas aeruginosa</u>	ISO 6888
Determinación de <u>Salmonella</u>	ISO 6579 (2002)
Recuento Anaerobios Sulfito-reductores	CENAN
Determinación de <u>Clostridium perfringens</u>	CENAN
Recuento de Mohos y Levaduras	ISO 7951

Al no existir una metodología establecida para el proceso de estabilización de fangos con cal, la metodología de control microbiológico ambiental se ha basado en la comparación de los resultados del recuento de distintos cultivos con el valor de referencia para plantas de compostaje (NTP-597). La metodología utilizada para la toma de muestras, cultivo e identificación y recuento, se describe a continuación.

- **Método de muestreo.** La toma de muestras se realizó mediante un Microbio Air Sampler (SAS) Marca Bioser MB1 PLUS, que presenta una velocidad media de aspiración de aire de 2,0 m/s, valor que corresponde a un caudal de 100 l/min durante un periodo de 1 minuto. El flujo de aire es proyectado sobre placas Rodac con los medios de cultivo adecuados, Trypticase Soy Agar (TSA) para el recuento de Gérmenes Aerobios, Saboraud Cloramfenicol para el análisis de Mohos y Levaduras y VRBG para el recuento de bacterias Gram. Al tratarse de un ambiente presumiblemente contaminado se realizaron varios muestreos en cada punto a diferentes tiempos de integración con secuencias de 5, 10, 30 y 60 segundos.
- **Metodología Analítica.** Las placas para recuento de Aerobios se incubaron durante 5 días a 30-35 °C. Se realizó una primera lectura a las 48 horas, para el recuento de Mohos y Levaduras se incubaron durante 5 días a 20-25°C, y las de Termófilos se incubaron 48 horas a 35°C y las de Enterobacterias se incubaron 48 horas a 30-35°C. Pasado el tiempo de incubación, se realizaba el recuento de las colonias aparecidas en cada uno de los métodos de cultivo, se ajustan según las tablas de corrección microbiológica y se multiplican por el factor correspondiente al tiempo y volumen muestreados obteniéndose así el nivel de contaminación microbiana (UFC/m³). A partir del crecimiento microbiano obtenido se procedió a la identificación de los microorganismos con las técnicas habituales en microbiología para la detección de Enterobacterias y Aspegillus fumigatus. [Echevarne, 2010]

3.3.3 Análisis y selección del proveedor de óxido de calcio

El tiempo de estabilización del fango para obtener un producto suficientemente estable requiere de la adición de óxido de calcio que presente una determinada calidad. En España existen 17 miembros activos de la Asociación Nacional de Fabricantes de Cales y Derivados de España (ANCADE). En la figura 3.11 se presenta la localización geográfica de los 17 centros de producción de cal en España, comprobándose que están localizados en la parte norte, nordeste y sur, principalmente. Como se observa en la figura 3.11, en Catalunya se ubican al menos cuatro productores, si bien la presencia de fábricas responde esencialmente a los recursos mineros de caliza en la zona.

Figura 3.11. Ubicación geográfica de los centros de producción de óxido de calcio en España [ANCADE; 2009]

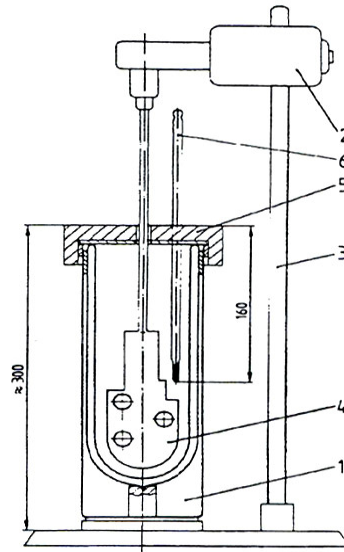


1. Andaluza de Cales (ANCASA), 2. Calera de Alzo, 3. Calcinor, 4. Cal de Castilla (CALCASA), 5. Cales de la Plana (CAPLANSA), 6. Cales de Llierca, 7. Cales de Pachs, 8. Caleras de San Cucao, 9. Cal Gov, 10. Cal Industrial (CALINSA), 11. Cales Pascual, 12. Calestep, 13. Comercial e Industrial Aries (CIARIES), 14. Derivados De calcios (DECSA), 15. Dolomitas del Norte, 16. Segura, 17. Tudela Veguín.

Cabe reseñar que otras zonas de la geografía española quedan menos cubiertas por productores. Hasta dichos lugares habría que llevar la cal para realizar el tratamiento, aumentando los costes del transporte, que en el caso que se ha tratado en la presente tesis han supuesto del orden del 15% del coste total por tonelada. La ubicación física de las instalaciones de producción de óxido de calcio se considera de interés por afectar de forma directa a la logística del transporte del producto hasta las localizaciones de las eventuales plantas de tratamiento de fangos que podrían implantarse, si bien en este caso tiene influencia directa sobre el caso de la planta piloto. La distancia entre las fábricas de cal y su destino es el factor de importancia en la determinación de los costes del transporte.

Se procedió a contrastar las reactividades y composición de dos tipos de cal micronizadas (con un tamaño de partícula 90 μm) procedentes de dos fabricantes que distribuyen en el ámbito geográfico donde se ubica la planta piloto. Los ensayos de reactividad se han llevado a cabo según la metodología descrita en [UNE- EN 459-2: 2001], sobre los métodos de ensayo aplicables a las cales destinadas a la construcción. En la figura 3.12 se presenta esquema del instrumental utilizado en dichos ensayos.

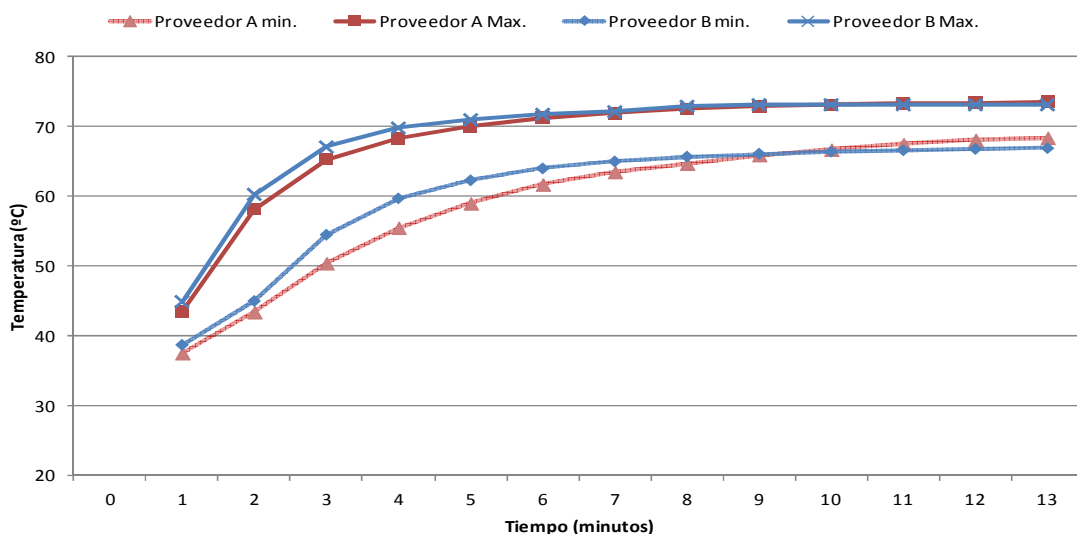
Figura 3.12. Dispositivo para el ensayo de reactividad [UNE-EN 459-2:2001]



Vaso Dewar de 1000 ml. 2.Motor agitador (300 ± 10) min^{-1} . 3. Base y soporte. 4. Agitador de paletas (diámetro aprox. 60 mm, grosor aprox. 4mm). 5. Tapa de plástico con abertura practicable para introducción del termómetro. 6. Termómetro calibrado (Escala: 0-100°C, precisión: 0,5 °C, velocidad de respuesta elevada (tiempo de paso de 20°C a 60 °C menor a 10 s). Profundidad de inmersión: 160 mm.

El ensayo normalizado se realizó añadiendo 500 g de cal viva a 600 g de agua, agitando de forma constante la mezcla y midiendo la temperatura alcanzada en el vaso Dewar hasta que se observa su estabilización. Cabe señalar que dichas condiciones no se corresponden con las que se lleva a cabo la estabilización en el proceso de tratamiento de fangos propuesto, pero da una idea de la rapidez potencial de las reacciones al añadir uno u otro reactivo. Los resultados obtenidos de los ensayos de reactividad para la cal de los dos proveedores contrastados se presentan en la figura 3.13.

Figura 3.13. Curvas de reactividad de los dos proveedores analizados.



Como se observa existe una cierta variabilidad entre los máximos y mínimos obtenidos del conjunto de ensayos realizados. Se observa asimismo que si bien la cal del proveedor B presenta

un aumento de temperatura mayor en los tiempos entre 3 y 7 minutos, la cal del proveedor A supera ligeramente la temperatura final, reaccionando de una forma más paulatina. En ambos casos se observan temperaturas finales mayores alrededor de los 70°C, con tiempos para alcanzar el 80% de sus valores finales respectivos inferiores a los 5 minutos.

Dado que en el proceso de inertización la reacción se lleva a cabo con la circulación del producto a través de los reactores (con una sección aproximada de 0,5 m² y 7 m de longitud por recorrer) y teniendo en cuenta el caudal de tratamiento nominal de los fangos (6 t/h), se determina que el tiempo de residencia dentro del reactor en la planta piloto debería ser de unos 40 minutos aproximadamente en unas condiciones óptimas de mezcla y reacción. Por ello, dado que en ambos casos la estabilización de las temperaturas en los ensayos de reactividad de las cales estudiadas se produce alrededor de los 10 minutos se considera que la cal de ambos proveedores son aptas para su utilización en el proceso, presentando reactividades muy parecidas, con las salvedades expresadas.

En cuanto a la categoría de reactividad según lo expresado en la norma europea que regula los requisitos que deben cumplir las cales destinadas a la construcción [UNE-EN 459-1:2002] se estipula que ambos productos presentan un tipo de reactividad R5 (tiempos t_{60} inferiores a los 10 minutos). Es decir que durante su apagado alcanzan el 60% de la temperatura final en menos del tiempo expresado. Por otra parte cabe contrastar la composición química de las cales. Las composiciones que figuran en las fichas de producto de las cales de las cuales se han valorado los proveedores se presentan en la tabla 3.6.

Tabla 3.6. Composición química del óxido de calcio de dos fabricantes analizados

Composición	Método de ensayo	Fabricante A	Fabricante B
CaO Total	UNE-EN 459	93,92% ± 1,5	96% ± 2
Pérdida por calcinación	UNE-EN 459	2,42% ± 1,4	4% ± 1
MgO	UNE-EN 459	0,84% ± 0,1	1% ± 0,2
Fe ₂ O ₃	UNE-EN 459	0,49% ± 0,04	0,3% ± 0,1
Al ₂ O ₃	UNE-EN 459	0,93% ± 0,13	0,6% ± 0,2
SiO ₂	UNE-EN 459	1,12% ± 0,06	1,5% ± 0,3
CaO útil/libre	UNE-EN 459	88,3% ± 1	89% ± 2
S total	ASTM C-25	0,37% ± 1	0,2% ± 0,1

Los valores de los parámetros analizados se encuentran en los mismos órdenes de magnitud, si bien en la composición del óxido de calcio del fabricante B se observa un mayor contenido en CaO total y en la relación CaO útil/libre. Según la clasificación de las cales cálcicas expresada en la norma UNE-EN 459-1:2002, y atendiendo a la composición química expresada se puede concluir que ambos productos corresponden a un tipo de cal CL 90, dado que las proporciones de CaO y MgO suman más del 90%, el contenido en MgO es inferior al 5% y un contenido en cal útil mayor del 80%. Como elementos minoritarios de interés por su toxicidad se comprobó la presencia de bario, con valores de 5 mg/kg, arsénico con valores inferiores a 10 mg/kg y de plomo con valores inferiores a 10 mg/kg). En el caso de las pruebas realizadas en la planta piloto de tratamiento de fangos descrita en el presente documento fue utilizada cal viva procedente del proveedor A.

3.3.4 Definición del modelo de proceso de estabilización de fangos con cal

La descripción y comprensión de los procesos físico-químicos que se desarrollan en el proceso de estabilización conllevaron verificar los balances preliminares de materia y energía. En este sentido se propuso la confección de un balance que englobara las reacciones principales y que se basó en datos del funcionamiento de la planta (caudal y parámetros principales), y de los datos de composición de los flujos de entrada y salida del proceso. Asimismo se asumieron una serie de hipótesis que permiten explicar globalmente los procesos secundarios o marginales.

3.3.4.1 Entorno de cálculo

El balance propuesto se ha desarrollado en una hoja de cálculo Excel para mayor simplicidad y se estructuró en dos partes: balance de materia y balance de energía. La elección de dicho entorno para la modelización fue realizada en base a criterios prácticos frente a otras posibilidades como el entorno de Matlab [Mathworks, 2011] y MathCad [PTC, 2011]. En las filas se estructuraron los valores que adoptaron las mismas especies químicas y variables de proceso; y por columnas se estructuró el cálculo en las diversas etapas sucesivas en que se segmentó el proceso: Entrada de fangos, recirculación, mezcla, etapas de las reacciones (hidratación de la cal, degradación de materia orgánica), salida de producto del reactor, salida de gases del reactor, generación de producto de salida, lavador de gases y emisiones a la atmósfera. A pesar de que el sistema de ecuaciones planteadas resultó indeterminado en un principio fue posible encontrar soluciones concretas con ayuda del cálculo iterativo en aproximaciones sucesivas equilibrando de forma simultánea el balance de masas y de energía.

3.3.4.2 Balance de materia

El balance de materia del proceso en estudio se calculó en base a un sistema cerrado como describe la ecuación 3.1.

$$\sum \dot{m}_{Entradas_i} + \sum \dot{m}_{Generación_i} = \sum \dot{m}_{Salidas_i} + \sum \dot{m}_{Acumulación_i} \quad \text{Ec. 3.1}$$

Donde \dot{m} , representa un caudal másico.

Cabe reseñar que cuando el reactor de estabilización de fangos alcanza el estado estacionario el término correspondiente a la acumulación es nulo ($\sum \dot{m}_{Acumulación_i}=0$), mientras que la generación puede asumirse por la transformación de especies a través de las reacciones químicas del proceso. En el caso de las etapas de adición o mezcla las sumas se pueden realizar de forma directa, sin embargo en las etapas en las que existen reacciones químicas de combinación se deben equilibrar las masas de acuerdo a los coeficientes estequiométricos de las reacciones que se producen.

3.3.4.3 Balance de energía

Para el balance de energía se han considerado los calores específicos y calores latentes para evaluar las entalpías y potencias de cada flujo que se recogen en la tabla 3.7 [HSC, 2011; Perry 2011].

Tabla 3.7. Valores de calor específico y de entalpía utilizados en el modelo numérico de estabilización [HSC, 2011; Perry, 2011]

Calor específico / entalpía	
H ₂ O _(l) (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	4,18
CaO _(s) (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	0,89

Ca(OH) _{2(s)} (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	1,18
CaCO _{3(s)} (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	0,82
NH _{3(g)} (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	4,70
Lodos secos (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	0,92
Gases (Aire C.N.) (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹)	1,01
Calor latente H ₂ O (100°C) (kJ·kg ⁻¹)	2.394,4

El mismo planteamiento que en el caso de balance de materia se plantea de hecho para el caso de la energía, la ecuación general simplificada del balance para uno cualquiera de los procesos unitarios que componen el balance se describe en la ecuación 3.2.

$$\sum P_{Entradas_i} + \sum P_{Generación_i} = \sum P_{Salidas_i} + \sum P_{Absorción_i} + \sum P_{Pérdidas_i} \quad \text{Ec. 3.2}$$

De forma análoga al balance de materia no se ha considerado la acumulación. Por otra parte la potencia de los caudales de entrada la constituye la energía propia de los materiales que entran al proceso unitario, la generación está asociada esencialmente por la aportación de las reacciones exotérmicas la mayoría de ellas o el consumo en el caso de las endotérmicas, las potencias de salida las constituyen la energía que arrastran el flujo de material que sale del volumen de control. El término de absorción representa la energía requerida por las reacciones y finalmente la potencia de pérdidas expresa la transferencia de calor al entorno inmediato de la planta.

El desarrollo de los términos correspondientes a la potencia de los procesos unitarios sin cambio de fase se describe en la ecuación 3.3.

$$Potencia_i = \sum (\dot{m}_i \cdot C_{e_i} \cdot \Delta T_i) / 3,6 \quad [\text{kW}] \quad \text{Ec. 3.3}$$

Donde \dot{m} : caudal [t·h⁻¹]; C_{e_i} : calor específico [kJ·kg⁻¹·°C⁻¹]; T: temperatura en [°C].

De este modo es posible relacionar los datos de balance de materia con el de energía tomando los caudales parciales del balance de materia realizado de forma simultánea.

En el caso de los procesos unitarios con cambio de fase (caso de la evaporación de la humedad de los fangos en el reactor) se tiene que la potencia adopta la forma descrita en la ecuación 3.4.

$$Potencia_i = \sum (\dot{m}_i \cdot C_{e_i} \cdot \Delta T_i) / 3,6 + \sum (\dot{m}_j \cdot H_j) / 3,6 \quad [\text{kW}] \quad \text{Ec. 3.4}$$

En este caso H_j representa el calor latente del agua a 100°C expresada en [kJ·kg⁻¹].

El cambio de fase del exceso de agua de los fangos supone un fuerte consumo de la energía disponible en el sistema y por eso es importante poder calcularla a partir de los balances, sin embargo no se considera necesaria la introducción de un término correspondiente a sobrecalentamiento dado que ello representa en realidad un valor muy inferior y de hecho la temperatura de evacuación de gases finalmente es asimismo inferior. La entalpía se calcula de forma genérica tal como describe la ecuación 3.5.

$$H_i = (P_i \cdot \dot{m}) / 3,6 \quad [\text{kJ/kg}] \quad \text{Ec. 3.5}$$

La validación del balance completo se realiza de acuerdo a la minimización de la discrepancia entre el valor de las pérdidas al entorno calculado de forma analítica (cuyo desarrollo se explica en el apartado 3.3.5.5) y las calculadas a través del balance. Así se estructura en el resumen de

pérdidas en potencia de entrada y potencia de salida del sistema realizando de forma inmediata la diferencia, que constituyen las pérdidas al entorno.

3.3.4.4 Descripción de las ecuaciones que definen el modelo del proceso

En la tabla 3.8 se describen las ecuaciones más importantes (ecuaciones 3.6 – 3.24), escritas en forma de variables descriptivas, que definen el modelo del proceso que se ha implementado. En ella los caudales másicos vienen expresados en toneladas a lo hora (t/h) y las potencias en kilovatios (kW). En las ecuaciones, el término 'rcm' significa: relación de coeficientes estequiométricos másicos entre las especies en la reacción correspondiente. Estas relaciones de coeficientes estequiométricos vienen indexadas y su valor se calcula, presentándose en el capítulo de resultados (apartado 4.1.5.1), junto con la expresión desarrollada de las reacciones químicas consideradas. En la misma, 'k' corresponde a la constante de equilibrio de la reacción de volatilización de amoníaco en medio básico a la temperatura de operación del reactor.

Tabla 3.8. Ecuaciones implementadas en la modelización del proceso Alchimix.

Reacción de hidratación del la cal:	
$Caudal Ca(OH)_2 = (Caudal\ introducido\ CaO - Caudal\ CaO\ reacción\ volatilización\ amoníaco\ en\ medio\ básico([NH_4^+] en\ humedad\ remanente\ Neutral, k, rcm1) - Caudal\ CaO\ carbonatado (rcm2, tasa\ de\ carbonatación\ empírica)) \times rcm3$	Ec. 3.6
Reacción de carbonatación del hidróxido de calcio (Ca(OH)₂):	
$Caudal\ CaCO_3 = Caudal\ Ca(OH)_2 \times tasa\ carbonatación\ empírica \times rcm4$	Ec. 3.7
Reacción de volatilización del amoníaco en medio básico:	
$Caudal\ NH_{3(g)} = rcm5 \times (Caudal\ NH_{4^+(aq)}\ en\ humedad\ remanente\ Neutral - Caudal\ NH_{4^+(aq)}\ reaccionado\ con\ CaO ([NH_4^+(aq)], k))$	Ec. 3.8
Degradación de la materia orgánica	
En el caso de la degradación de la materia orgánica se ha realizado una estimación de un porcentaje de degradación (% Degradación) para el caso estacionario en base a las diferencias observadas entre la composición de materia orgánica de la mezcla de los fangos y la recirculación; y la del Neutral.	
$Materia\ orgánica\ degradada = Materia\ orgánica\ en\ mezcla \times \%Reducción\ materia\ orgánica$	Ec. 3.9
$N\ amoniacal\ generado = Materia\ orgánica\ degradada \times rcm6$	Ec. 3.10
Consumo y generación de agua:	
$Caudal\ H_2O_{(l)}\ consumida\ en\ hidratación\ CaO = Caudal\ CaO\ consumido\ en\ hidratación \times rcm7$	Ec. 3.11
$Caudal\ Generación\ H_2O_{(l)}\ por\ reducción\ de\ materia\ orgánica = Caudal\ Materia\ orgánica\ degradada \times rcm8$	Ec. 3.12
$Caudal\ Generación\ H_2O_{(l)}\ en\ formación\ CaCO_{3(s)} = Caudal\ Ca(OH)_{2(s)}\ carbonatado \times rcm9$	Ec. 3.13
$Caudal\ Generación\ H_2O_{(l)}\ en\ volatilización\ amoníaco = Caudal\ NH_{3(g)}\ liberado \times rcm10$	Ec. 3.14
Caudal y composición del Neutral:	
$Caudal\ Neutral\ reactor = Caudal\ \sum\ Productos\ sólidos\ (secos) + Caudal\ Humedad\ remanente$	Ec. 3.15
$Caudal\ \sum\ Productos\ sólidos\ (secos) = Caudal\ Ca(OH)_{2(s)} + Caudal\ CaCO_{3(s)} + Caudal\ Materia\ orgánica\ remanente\ en\ Neutral + Caudal\ resto\ (inertes)$	Ec. 3.16
$Humedad\ remanente = \sum\ Humedad\ en\ las\ corrientes\ de\ proceso + Variación\ humedad\ en\ reacciones - Humedad\ en\ gases$	Ec. 3.17

<i>Caudal N-amoniaco remanente en Neutral = Caudal N-amoniaco mezcla + Caudal N-amoniaco por conversión de N-orgánico – Caudal N-amoniaco por reacción de volatilización de amoníaco</i>	Ec. 3.18
<i>Caudal Neutral Salida Planta = Caudal Neutral reactor x (1- tasa recirculación)</i>	Ec. 3.19
<u>Caudal de gases</u>	
Los gases que circulan por el sistema comprenden el espacio no ocupado por fangos y cal en el sistema y su caudal viene impuesto por el ventilador de extracción, cuyo caudal que se regula a través de un variador de frecuencia. Para las condiciones experimentales de forma empírica se fijó un caudal de 22.800 m ³ /h de aire, húmedo sin corregir por temperatura, de entrada. La humedad absoluta del ambiente el día de referencia (07.09.2009) entre las 12:00 y 15:00 h era del 2,6% (68% HR, T = 23°C). Para el cálculo de los caudales corregidos húmedo y seco se han utilizado las ecuaciones 3.20 y 3.21. (Los valores de los caudales corregidos vienen en Nm ³ /h)	
<i>Caudal aire húmedo corregido CN = Caudal aire húmedo sin corregir x 273 / (273+Tambiente)</i>	Ec. 3.20
<i>Caudal aire seco corregido CN = Caudal aire húmedo corregido CN / (1 + %₁ Humedad absoluta)</i>	Ec. 3.21
Para el caso del estado estacionario que se ha simulado en el balance se ha estipulado una temperatura ambiente de 23°C, dado que se trata de la temperatura media de las horas del día durante el cual se realizó el ensayo experimental que da origen a las condiciones climáticas del balance (07.09.2009). La humedad que arrastran los gases viene establecida por la cantidad de agua evaporada en el reactor. De hecho al desearse conseguir una determinada sequedad en el Neutral la expresión del caudal de humedad en los gases viene dada por la ecuación 3.21	
<i>Caudal H₂O_(v) en gases = (ΣPotencias reacciones – Potencia pérdidas entorno(T.reactor, T.ambiente) - ΣPotencias calentamiento resto de gases) / Calor latente evaporación H₂O (100°C)</i>	Ec. 3.22
<u>Funcionamiento del lavador de gases.</u>	
Para el funcionamiento de la torre de lavado se estimó que la purga se realizase al 35% de materia seca, valor próximo a la saturación [Perry, 2011] a través de las ecuaciones 3.14 y 3.15:	
<i>Consumo ácido sulfúrico (caudal) = (Caudal amoníaco gases entrada – Caudal amoníaco gases salida) x rcm11</i>	Ec. 3.23
<i>Generación de sulfato amónico (caudal) = Consumo ácido sulfúrico (caudal) x rcm12</i>	Ec. 3.24

3.3.4.5 Deducción analítica de las pérdidas térmicas del sistema al entorno

Del balance energético del sistema, presentado en el apartado 3.3.5.5 se dedujeron una serie de pérdidas de energía en forma de calor hacia el entorno. Se estima que dichas pérdidas se producen en su mayor parte a través de mecanismos de convección y en menor grado como radiación. La deducción analítica de dichas pérdidas permite explicar y evaluar la discrepancia entre las entradas y salidas de energía.

Pérdidas convectivas

La transferencia de calor por convección natural ocurre cuando el movimiento de un fluido es inducido por diferencias de densidad que son asimismo causadas por calentamiento. En base a las correlaciones de Nusselt [Kreith, 1999] se obtienen para los regímenes laminar y turbulento las potencias convectivas de cada una de las superficies en estudio y que componen los equipos principales del sistema. Los sistemas estudiados son los dos reactores y el filtro de mangas cuyos esquemas se representan en las figuras 3.14 y 3.15.

Figura 3.14. Dimensiones principales de los reactores de mezcla

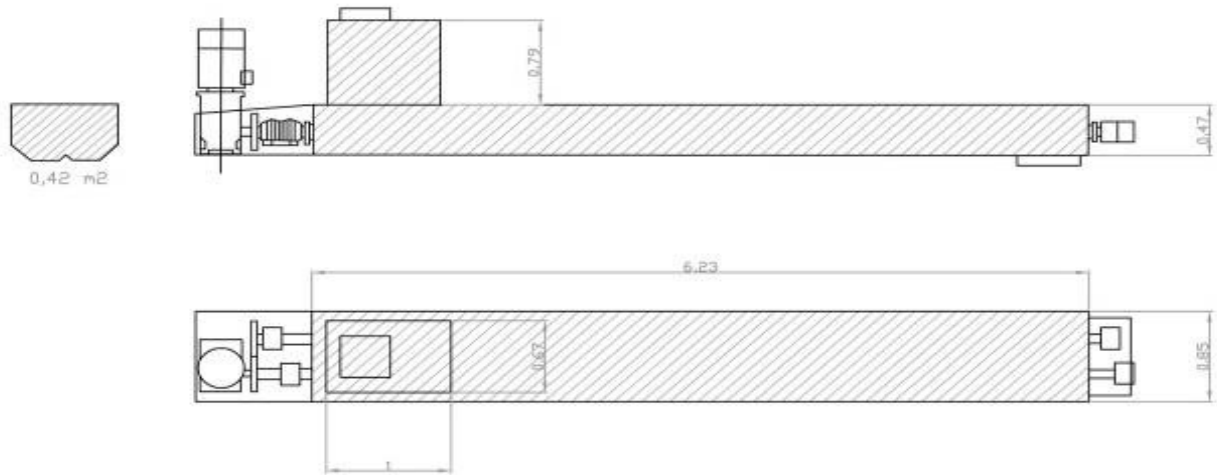
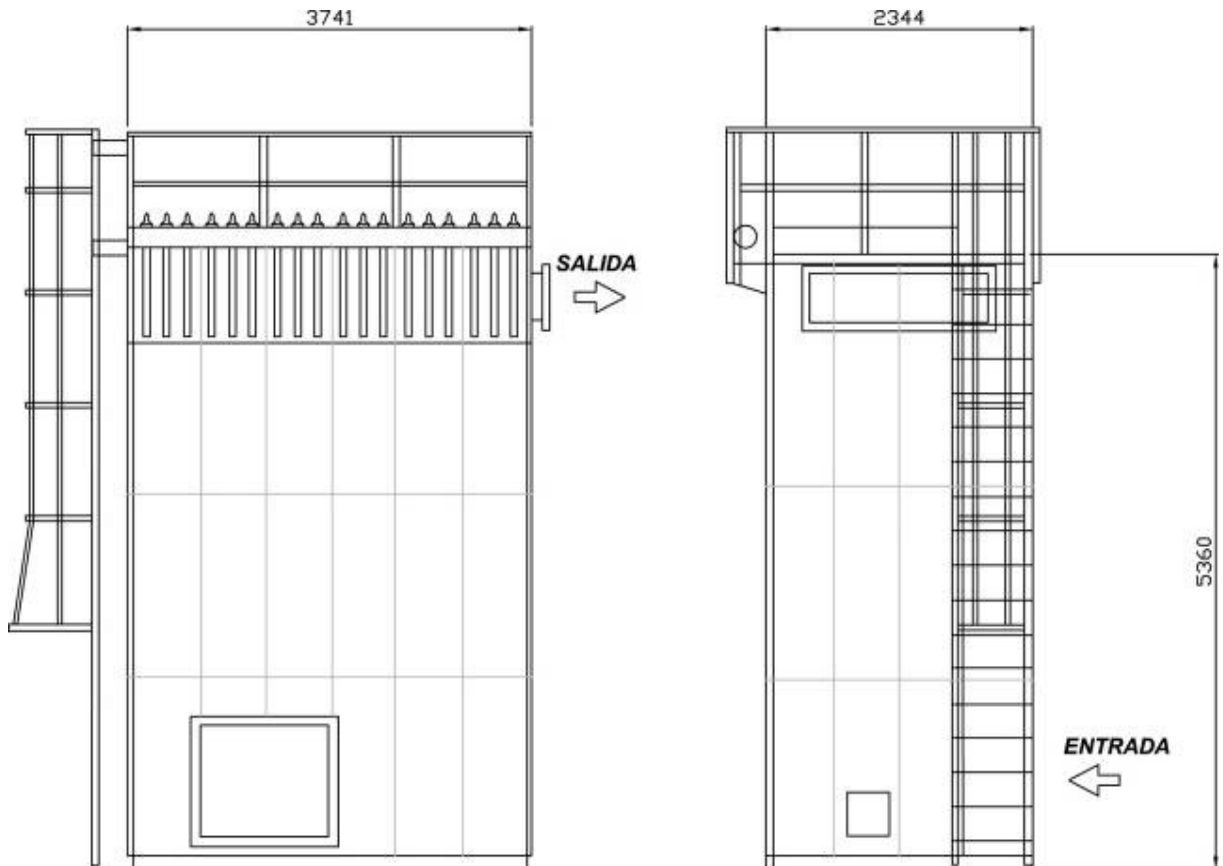


Figura 3.15. Dimensiones principales del filtro de mangas



La estimación del número adimensional de Nusselt medio, a través del cual se pudo deducir la transferencia de calor se realizó a través de la ecuación 3.25. [Raithby; 1999]

$$Nu = \frac{\bar{h}_c \cdot L}{k} = \frac{q \cdot L}{A_s \cdot \Delta T \cdot k} \quad 3.25$$

donde: $\Delta T = T_s - T_\infty$ [K] ; es la diferencia de temperaturas que provoca la transferencia de calor; k [$W \cdot K^{-1} \cdot m^{-1}$], la conductividad térmica del medio; h_c [$W \cdot m^{-2} \cdot K^{-1}$], el coeficiente de convección; A_s , es la sección emisora del cuerpo [m^2]; L , la longitud característica [m]; q , el flujo de calor por convección [W]. El análisis dimensional de la función de Nusselt indica que es una función del número de Rayleigh, del número de Prandtl, de la forma geométrica del cuerpo y de las condiciones de contorno que delimitan el estudio.

Para el cálculo del número de Nusselt, Nu , se parte del cálculo de la contribución de los regímenes laminar y turbulento totales. Se obtiene un número combinado en función de unos coeficientes empíricos en función del tipo de superficie y su orientación (coeficientes m). De este modo, Nu se puede escribir como se describe en la ecuación 3.26.

$$Nu = ((Nu_l)^m + (Nu_t)^m)^{\frac{1}{m}} \quad \text{Ec. 3.26}$$

El coeficiente m dependen de la orientación de las superficies y sus valores aparecen tabulados en la bibliografía [Churchill; 1972].

A través del número de Prandtl se calculan las funciones C, que representan la contribución de los regímenes laminar y turbulento del fluido alrededor de la superficie.

- Función C para el régimen laminar (ecuación 3.27)

$$\bar{C}_l = \frac{0,671}{(1 + (0,492/Pr)^{9/16})^{4/9}} \quad \text{Ec. 3.27}$$

- Función C para el régimen turbulento sobre superficie vertical (ecuación 3.28)

$$C_t^V = \frac{0,13 \cdot Pr^{0,22}}{(1 + 0,61 \cdot Pr^{0,81})^{0,42}} \quad \text{Ec. 3.28}$$

- Función C para el régimen turbulento sobre superficie horizontal (ecuación 3.29)

$$C_t^H = 0,14 \left(\frac{1 + 0,0107 \cdot Pr}{1 + 0,01 \cdot Pr} \right) \quad \text{Ec. 3.29}$$

Las correlaciones para convección natural, ya que en las condiciones del proceso no existe sistema de ventilación forzada, utilizadas han sido las descritas por las ecuaciones 3.30 a 3.38.

- Superficie Vertical Isotherma ($m=6$) (ecuaciones 3.30 – 3.32)

$$Nu^T = \bar{C}_l \cdot Ra^{\frac{1}{4}} \quad \text{Ec. 3.30}$$

$$Nu_l = \frac{2,0}{\ln(1 + 2,0/Nu^T)} \quad \text{Ec. 3.31}$$

$$Nu_t = \frac{C_t^V \cdot Ra^{1/3}}{(1 + 1,4 \cdot 10^9 Pr/Ra)} \quad \text{Ec. 3.32}$$

- Superficie Horizontal cara en dirección ascendente ($m = 10$) (ecuaciones 3.33 – 3.35)

$$Nu^T = 0.835 \cdot \bar{C}_l \cdot Ra^{1/4} \quad \text{Ec. 3.33}$$

$$Nu_l = \frac{2,0}{\ln(1+1,4/Nu^T)} \quad \text{Ec. 3.34}$$

$$Nu_t = C_t^H \cdot Ra^{1/3} \quad \text{Ec. 3.35}$$

- Superficie horizontal cara en dirección descendente (ecuaciones 3.36 – 3.38)

$$Nu^T = H_l \cdot Ra^{1/5} \quad \text{Ec. 3.36}$$

$$H_l = \frac{0,527}{\left[1+(1,9/Pr)^{9/10}\right]^{2/9}} \quad \text{Ec.3.37}$$

$$Nu = \frac{2,45}{\ln(1+2,45/Nu^T)} \quad \text{Ec.3.38}$$

- **Evaluación del Número de Prandtl**

Los valores del número de Prandtl en función de las temperaturas T_f , o media entre la temperatura ambiente y la temperatura, y de la presión atmosférica se han obtenido de la bibliografía [Perry & Chilton, 2011]. Se ha tomado como referencia la presión atmosférica y las temperaturas medias de 52,5°C y 37,5°C para los dos cuerpos principales (datos preliminares necesarios para el planteamiento del cálculo y obtenidos mediante termómetro de infrarrojos). De esta forma para $T_f = 52,5 \text{ °C}$ $Pr = 0,703$ y para $T_f' = 37,5 \text{ °C}$ $Pr' = 0,705$.

- **Conductividad térmica del aire**

Asimismo, de la bibliografía [Perry & Chilton, 2011] se han obtenido los valores tabulados para la conductividad térmica del aire en base a las mismas temperaturas T_f . De esta forma para $T_f = 52,5 \text{ °C}$ $k = 0,0273 \text{ W/mK}$ y para $T_f' = 37,5 \text{ °C}$ $k' = 0,0264 \text{ W/mK}$. Una vez han sido obtenidos los datos preliminares se ha procedido al cálculo de las pérdidas por convección según la metodología descrita en el apartado 3.5.5. El cálculo se estructuró en base al cálculo de coeficientes para el régimen laminar; cálculo para coeficientes en el régimen turbulento; y cálculo combinando laminar y turbulento, finalmente se calculan las pérdidas deseadas utilizando la expresión del número de Nusselt. Los cálculos se han realizado de forma estructurada, descomponiendo los cuerpos en estudio en las superficies básicas de sus envolventes. De este modo es posible aplicar las correlaciones de la bibliografía para superficies simples, horizontales y verticales.

Pérdidas por radiación

Las pérdidas por radiación se evalúan según la ley de Stephan Boltzmann adaptada a los cuerpos grises. Según dicha ley la energía que se emite por radiación desde un cuerpo a una temperatura T es como describe la ecuación 3.39.

$$q = \alpha \cdot \sigma \cdot T^4 \quad \text{Ec.3.39}$$

Donde σ , es la constante de Stephan-Boltzmann igual a $5,67 \cdot 10^{-8} \text{ W/m}^2 \cdot \text{K}$, y α es una constante empírica que depende del material del que se compone el cuerpo o emisividad. Se ha utilizado un valor medio para el acero de 0,13 [Modest, 1999]. Para el caso concreto de la planta se ha considerado que el material del que se componen tanto los reactores como el filtro de mangas es acero y unas temperaturas de 80°C y 50°C respetivamente, como temperaturas típicas del proceso.

3.4 ANÁLISIS DE LA VIABILIDAD AMBIENTAL DEL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN DE FANGOS

En el punto 3.2.5 se han enunciado los aspectos ambientales del proceso en relación al diseño de la planta. El análisis y evaluación de las emisiones de gaseosas y de sus inmisiones derivadas ha ocupado fundamentalmente el análisis de viabilidad ambiental del proceso de estabilización utilizando los resultados de la planta piloto. Durante el proceso de realización de los análisis y pruebas de emisiones se pretendió asegurar que estas no presentaban ningún efecto perjudicial significativo sobre la salud humana, tanto en relación al personal que opera el proceso (en un contacto más continuado y cercano) como de la población en general y más concretamente de los núcleos urbanos más cercanos a la instalación del piloto. El único caudal líquido residual de proceso es la purga del lavador de gases, 50 l/h de disolución de sulfato amónico con partículas, que se debe gestionar como subproducto para abono o como residuo. Por la cantidad producida su relevancia se valoro como de media a baja.

La generación de otros vertidos (sanitarios y pluviales potencialmente contaminados se corresponden con los parámetros típicos en instalaciones de su dimensión y son corregidos por la aplicación de las medidas genéricas. Otros efectos como ruidos, impacto paisajístico, ocupación de suelo, son muy reducidos y quedan atenuados adicionalmente con una adecuada selección del emplazamiento.

3.4.1 Control de emisiones del proceso de estabilización con óxido de calcio.

Los contaminantes asociados a las emisiones del proceso de estabilización de fangos con cal son esencialmente partículas y amoniaco. El proceso cuenta para su reducción, como se ha señalado de un filtro de mangas y una etapa de eliminación de amoníaco con un lavador de gases ácido. Sin embargo, y ante el desconocimiento del proceso en estudio, se realizó un seguimiento en planta de las emisiones de otros contaminantes no asociados al proceso de producción (gases de combustión: NO_x , SO_2 , CO), así como otras emisiones ácidas (HCl , HF) y algunos metales volátiles, que en principio podrían provenir de los contenidos en los mismos fangos (Hg , Cd). Asimismo se monitorizaron los niveles de emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y compuestos en base a azufre como mercaptanos, que pueden ser causantes de olores.

A falta de normativa concreta aplicable a este tipo de tratamiento, se utilizaron como norma interna de referencia otros tipos de recomendaciones aplicadas en países de la Unión Europea, como Italia, Holanda, Dinamarca y Francia. Atendiendo a las recomendaciones de la Dirección General de Qualitat Ambiental, las normativas que se toman como referencia para la emisión de amoníaco se utilizaron las normativas suiza y francesa. Por lo tanto, un foco en general no podría emitir más de 50 mg/Nm^3 y, si la emisión másica es superior a los 300 g/h , no se deberían sobrepasar los 30 mg/Nm^3 . La elección de los contaminantes a analizar y presumiblemente

presentes en las emisiones fue realizada en base a los límites de emisión e inmisión definidos por la normativa aplicable (Decreto 833/1975 y RD 1073/2000) y que se resumen en las tablas 3.9 y 3.10.

Tabla 3.9. Límites de emisión para contaminantes de referencia [Anexo IV 27. D 833/1975]

Contaminante	Unidad	Límite de Emisión
PST	mg/Nm ³	150
SO ₂	mg/Nm ³	4.300
CO	ppm	500
NOx (como NO ₂)	ppm	300
H ₂ S	mg/Nm ³	10
HCl	mg/Nm ³	460

Tabla 3.10. Valores límite de inmisión asociados a la salud humana modificados para algunos contaminantes según [RD 1073/2002].

	Período de promedio			
	1 hora	8 horas máximas en un día	24 horas	1 año civil
Partículas			50 µg/m ³ de PM10, que no podrá superarse más de 35 ocasiones por año.	20 µg/m ³ de PM10
NOx (como NO ₂)	200 µg/m ³ de NO ₂ que no podrán superarse más de 18 ocasiones por año.			40 µg/m ³ de NO ₂
SO ₂	350 µg/m ³ , valor que no podrá superarse más de 24 ocasiones por año.		125 µg/m ³ , valor que no podrá superarse más de 3 ocasiones por año.	
CO		10 mg/m ³		

Por otra parte, para el resto de contaminantes seleccionados para su monitorización, aplicaría, en falta de otra regulación el Decreto D833/1975, que expresa que para contaminantes no expresados explícitamente la limitación corresponde a una emisión que no provoque un valor superior de la inmisión en exteriores que una treintena parte de la inmisión máxima que viene recogida en el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres y Peligrosas [RAMIP; 1961], Anexo II, concentraciones máximas permitidas en el ambiente interior de las explotaciones industriales. Estos se presentan en la tabla 3.11.

Tabla 3.11. Límites de inmisión según [RAMIP; 1961] y límites de emisión en forma implícita.

Contaminante	Límite de Inmisión según [RAMIP, 1961]	Límite de Inmisión asociado, de acuerdo a [D 833/1975]
NH ₃	100 ppm	3,33 ppm
HF	3 ppm	0,1 ppm
Cd	0,1 mg/m ³	0,003 mg/m ³

Hg	0,1 mg/m ³	0,003 mg/m ³
----	-----------------------	-------------------------

Por tanto los límites de emisión, fueron estimados en las condiciones del emplazamiento, utilizando una distribución del modelo gaussiano compilado por la US EPA, AERMOD [EPA, 2011]. En la actualidad, en España la legislación sobre COVs se restringe a casos concretos de actividades que utilizan disolventes y al control de las emisiones de COVs en el almacenamiento de combustibles y gasolineras. Si bien está claro que no lo es de aplicación tomando como referencia el RD 177/2003, sobre limitación de emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes en determinadas actividades, donde se establecen límites de emisión para determinadas actividades. Tomando el valor más pequeño, al compararlo con la emisión de la planta piloto se tiene que este corresponde a 20 mgC/Nm³ medido en los gases residuales. Los valores límite que se han considerado de aplicación más directa, correspondientes al mencionado RD 177/2003 se presentan en la tabla 3.12.

Tabla 3.12. Limitaciones para la emisión de COVs en gases residuales por tipo de actividad, según [RD 117/2003].

Actividad	Emisión en gases residuales (mgC/Nm ³)
Conversión del caucho	20
Fabricación de productos farmacéuticos	20
Recubrimiento con adhesivos	50
Impregnación de fibras de madera	100
Fabricación de mezclas de recubrimientos, barnices, tintas y adhesivos	150

Finalmente, para los mercaptanos, tampoco se ha encontrado limitación expresa en la legislación consultada, si bien se encuentra información de seguridad en cuanto a los límites de exposición profesional. Las fichas internacionales de seguridad química, elaboradas por el Instituto Nacional de Salud e Higiene en el Trabajo [INSHT; 2011] expresan unos límites recomendables para los mercaptanos que se presentan en la tabla 3.13.

Tabla 3.13. Límites de exposición para mercaptanos [INSHT; 2011]

Mercaptano	Fórmula	VLA - ED
Metil mercaptano	CH ₃ SH	0,5 ppm, 1 mg/m ³
Etil mercaptano	C ₂ H ₅ SH	0,5 ppm, 1,3 mg/m ³
n-Butil mercaptano	CH ₃ (CH ₂) ₃ SH	0,5 ppm

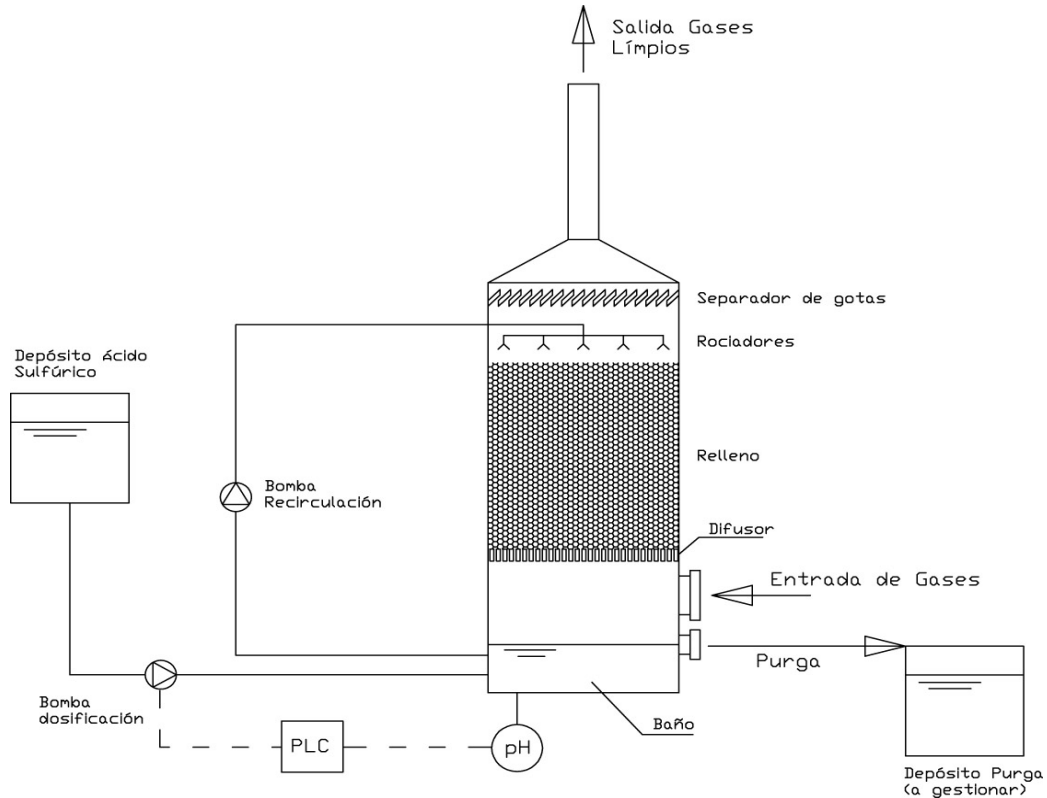
3.4.2 Optimización y verificación del sistema de tratamiento de gases

3.4.2.1 Dimensionamiento de la unidad de lavado

El lavador de gases utilizado se configuró a partir del reaprovechamiento de un cuerpo cilíndrico de acero inoxidable proveniente de un antiguo evaporador, al cual se añadieron todos los elementos necesarios para la operación de una torre de absorción de amoníaco por ácido sulfúrico, con relleno y recirculación [Schiffner, 1996]. Contaba con sonda y regulador de pH, bombas de dosificación de ácido y recirculación, rociadores para realizar la inundación homogénea del relleno, separador de gotas en altura y difusor de gases en la base. Adicionalmente se corona la torre con un cono reductor y chimenea de salida de gases y se

adapta para las labores de medida con objeto de poder realizar la toma de muestras de manera apropiada, poder transmitir los resultados a la administración y asegurar el acuerdo del organismo de control con las condiciones de la medida. El relleno utilizado fueron 30 m³ de tipo Lanpac de 3,5 pulgadas. El esquema del sistema del lavador se describe en la figura 3.16.

Figura 3.16 Esquema básico del lavador de gases diseñado y utilizado en la planta piloto de Alchimix



Se calculó el diámetro mínimo de la columna de absorción utilizando la correlación generalizada de la pérdida de carga (correlación de Sherwood) [Calvert et al. 1972], [Coulson et al., 1991] a través de la velocidad de inundamiento, descrita por el ecuación 3.40.

$$(L/G)(\rho_G/\rho_L)^{0,5} \quad \text{Ec 3.40}$$

Donde L y G son los caudales máscicos de líquido y gas respectivamente y ρ_G y ρ_L las densidades. La velocidad máscica de inundamiento (G') del gas es la descrita por la ecuación 3.41.

$$(G')^2 = \frac{\varepsilon \cdot \rho_g \cdot \rho_l \cdot g_c}{F \cdot \phi \cdot \mu l^{0,2}} \quad \text{Ec 3.41}$$

Donde ε : es el parámetro de abscisa; ρ_g es la densidad del gas; ρ_l es la densidad del líquido; g_c es la aceleración de la gravedad; F el factor de empaquetamiento; ϕ es la relación de densidad del agua a la densidad del líquido de trabajo; y μl es la viscosidad dinámica del líquido.

Teniendo en cuenta los requisitos de la unidad de lavado, $L = 60 \text{ m}^3/\text{h}$; $G = 20.000 \text{ m}^3/\text{h}$; $\rho_g = 1,2 \text{ kg}/\text{m}^3$; $\rho_l = 1.000 \text{ kg}/\text{m}^3$; $\rho_g = 1,2 \text{ kg}/\text{m}^3$; $\rho_l = 1.000 \text{ kg}/\text{m}^3$; $g_c = 9,82 \text{ m}/\text{s}^2$; $\Phi = 1$ (relación de la densidad del líquido con la del agua); $\mu l \text{ H}_2\text{O} (20^\circ\text{C}) = 1,003 \cdot 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$. Para el factor de empaquetamiento (F) de acuerdo a la bibliografía y en función del relleno elegido se fijó $F=46 \text{ m}^{-1}$,

mientras que para anillos Pall en plástico se tiene $F = 16 \text{ m}^{-1}$ [Schiffner, 1996]. Las propiedades del relleno propietario de Lanpac [Lantec, 2011] se resumen en la tabla 3.14.

Tabla 3.14. Características técnicas de los rellenos Lanpac (Cortesía de Lantec Products)

LANPAC. Propiedades. Métrico		
	2.3" LANPAC	3.5" LANPAC
Tamaño Nominal	58 mm	89 mm
Fracción Vacía	89%	92.5%
Superficie Geométrica	$223 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	$144 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$
Peso. Polipropileno	$100 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$	$67 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
Número de Piezas	$7,060 \text{ m}^{-3}$	$1,770 \text{ m}^{-3}$
Factor de Empaquetamiento	69 m^{-1}	46 m^{-1}

Así, la velocidad másica de inundación se fijó en $G' = 0,3254 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ que permite deducir la sección transversal de la columna utilizando la ecuación 3.42:

$$S = \frac{\dot{m}}{G} \quad \text{Ec.3.42}$$

De donde se obtiene una sección aproximada de la columna de $20,5 \text{ m}^2$, lo cual implica un cilindro de aproximadamente 5 m de diámetro. La altura del relleno se calculó utilizando la ecuación 3.43. [Schiffner, 1996]

$$Z = N_{OG} \cdot H_{OG} \quad \text{Ec 3.43}$$

Donde Z representa la altura total del relleno; N_{OG} el número de unidades y H_{OG} la altura de cada unidad de transferencia. La determinación de H_{OG} se estableció empíricamente asumiéndose que el contaminante a ser absorbido está frecuentemente muy diluido a través de la ecuación 3.44:

$$N_{OG} = \int \frac{dy}{(y-y')} \quad \text{Ec. 3.44}$$

Donde 'y' representa la concentración del contaminante en la corriente de gases.

Asumiendo que la curva de operación y la de equilibrio son rectas y paralelas y aplicando la ley de Henry, se obtuvo la solución descrita por las ecuaciones 3.45 y 3.46.

$$N_{OG} = \frac{\ln \left[\frac{(y_1 - mx_2) \left(1 - \frac{1}{A} \right) + \frac{1}{A}}{(y_2 - mx_2) \left(1 - \frac{1}{A} \right) + \frac{1}{A}} \right]}{1 - (1/A)} \quad \text{Ec. 3.45}$$

$$A = L/m \cdot G \quad \text{Ec. 3.46}$$

Donde m_i y x_i son las correspondientes fracciones molares de gas y líquido respectivamente, y A representa el factor de absorción. Theodore [Theodore, 2008] propuso una solución simplificada

para el caso en que el contaminante tenga una elevada solubilidad en agua, que se presenta en la ecuación 3.47.

$$N_{OG} = \ln \left(\frac{y_1}{y_2} \right) \quad \text{Ec. 3.47}$$

De la ecuación 3.47 se dedujo que el número de unidades de transferencia (N_{OG}) debía ser de 5,15. Dado que la forma habitual de determinar la altura de las unidades de transferencia es a través de la experiencia se procedió a consultar al fabricante del relleno. Según la experiencia de Lantec, la altura de las unidades de transferencia para el sistema agua-amoniaco en estudio en las condiciones expresadas debía ser de unos 330 mm. Por tanto la altura total del lecho ideal resulta ser de: $Z = N_{OG} \cdot H_{OG} = 1,7$ m, altura que se decidió aproximar a 2 m para disponer de cierto factor de seguridad en la operación de la unidad.

3.4.3 Análisis de las inmisiones derivadas

Se realizó un estudio de la afectación a la calidad del aire con la implantación de la planta piloto a partir de las condiciones meteorológicas, geográficas y las emisiones de la instalación. Se han considerado los dos contaminantes principales que emite la planta: amoniaco y partículas y se ha estudiado la dispersión de las emisiones máximas de la planta, emisión con las concentraciones máximas autorizadas. Se calcularon así las concentraciones medias anuales, diarias y horarias máximas y percentiles que pueden derivarse del funcionamiento de la planta y de esta forma, se puede establecer la comparación de los niveles de inmisión derivados con la legislación vigente.

3.4.3.1 Metodología de cálculo de las inmisiones utilizada por el modelo

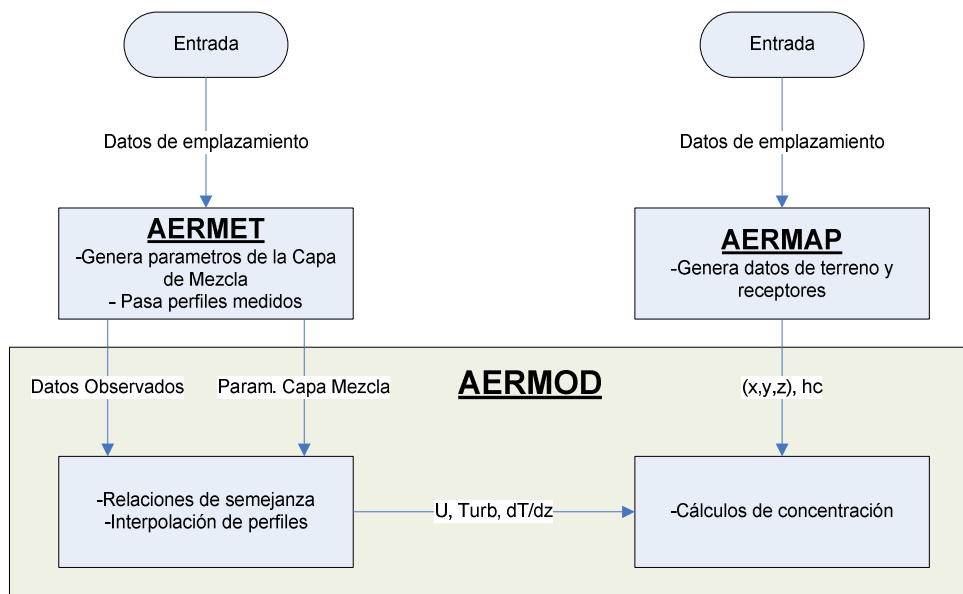
El análisis de la dispersión de las emisiones de contaminantes primarios, se ha realizado mediante el modelo de dispersión AERMOD (AMS/EPA Regulatory Model), que desde 2005 es el modelo recomendado por la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos para los estudios de dispersión en aire en sustitución del modelo ISCST3 [EPA, 2005].

Funcionamiento general del modelo AERMOD

El modelo estima las concentraciones de contaminantes como valores de inmisión que se medirían en diversos receptores a partir de las características de la emisión y de las condiciones atmosféricas. El código numérico proporciona la evolución de las concentraciones volumétricas de la inmisión horaria, así como medias en un período determinado a partir de la integración de los resultados horarios de inmisión. AERMOD es un modelo de pluma en estado estacionario, que emplea una dispersión de contaminantes gaussiana horizontal y vertical en condiciones atmosféricas de estabilidad, y una distribución gaussiana horizontal junto con una bi-gaussiana vertical para situaciones convectivas.

La ejecución del modelo se basa asimismo en una estructura modular, de forma que previamente a la simulación del proceso de dispersión, es necesaria la aplicación de otros módulos de procesamiento de los datos de entrada, entre ellos meteorológicos (AERMET) y topográficos (AERMAP). La estructura esquemática de procedimiento para ejecutar el modelo es la que aparece en la figura 3.17.

Figura 3.17. Esquema para la operación del modelo Aermod View (elaboración propia a partir de Lakes Environmental). [Lakes, 2011]



En dicha figura se observa que el usuario interactúa con la interficie de entrada de datos, alimentando a los módulos Aermet y Aermap. Aermet genera parámetros de la capa de mezcla y pasa a la siguiente etapa los perfiles medidos, pasando al control de Aermod los resultados. Seguidamente Aermod realiza internamente, aplicando relaciones de semejanza e interpolación de perfiles, los resultados de velocidad (U), turbulencia (Turb) y perfiles de temperatura con la altura (dT/dz). Por otra parte Aermap genera los datos de terreno (x, y, z) y altura de receptores (hc) de acuerdo a los datos suministrados por el usuario. Aermod conjuga dichos resultados para realizar el cálculo de las concentraciones.

Preprocesador meteorológico

Aermet es un preprocesador meteorológico que prepara los datos de entrada para Aermod. Aermet requiere las siguientes entradas:

- **Datos meteorológicos de superficie:** Son datos, en principio con frecuencia horaria, correspondientes a las estaciones meteorológicas existentes a nivel de superficie. En el caso más general, el modelo requiere de datos meteorológicos de: nubosidad, presión atmosférica, temperaturas, humedad relativa, velocidad y dirección del viento, insolación y radiación neta, entre otros.
- **Datos meteorológicos de altura:** Son datos obtenidos a diferentes alturas por radiosondeo. El modelo requiere datos de: presión atmosférica, altura, temperaturas, dirección y velocidad del viento. En caso de no disponer de datos de altura (como sucede en muchos casos), Aermet incorpora un generador de datos que realiza las estimaciones en altura en base a perfiles típicos conocidos de las variables meteorológicas en altura.
- **Otros parámetros:** Además de los datos anteriores, Aermet emplea otros parámetros que es posible elegir o que bien en el programa asignan por defecto, como son el albedo o la rugosidad del terreno.

Cuando las series de datos presentan vacíos, principalmente debidos a problemas de instrumentación o errores en el almacenamiento de datos, se recomienda utilizar siempre que sea posible los criterios que recomendados por US EPA:

- Para pasar en primer lugar los datos semihorarios originales a datos horarios se debe realizar la media aritmética entre los dos valores correspondientes a cada hora solar. En caso de existir una solo de los valores semihorarios, se ha toma éste como el valor horario. En caso de no existir ninguno de los dos valores semihorarios se considera el dato correspondiente a esa hora como vacío.
- Se debe comprobar que el número de datos vacíos para cada una de las variables no sea excesivo, para asegurar de esta manera que no existe una alteración excesiva de la serie original.
- Cuando el vacío corresponde a un solo dato (es decir, faltan los datos correspondientes a una hora aislada) se debe utilizar una interpolación lineal usando para ello los datos diarios anterior y posterior al dato desconocido.
- Cuando el vacío corresponde a un salto de varias horas, la interpolación se ha debe llevar a cabo utilizando los datos de los días anterior y posterior. Por lo general estos saltos de varias horas son muy escasos, por lo que el efecto sobre la serie completa es mínimo.
- Para las variables escalares (velocidad del viento, temperatura, radiación...) se debe utilizar una interpolación escalar directa.

Para determinar aquellas variables meteorológicas que no aparecen en las series de datos del Servei Meteorològic de Catalunya (SMC), pero que sin embargo son necesarios para la ejecución del modelo Aermod, se han empleado las metodologías que por defecto recomienda la AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee (AERMIC) [EPA, 2011].

- Para los datos de nubosidad se utilizaron las series de datos disponibles del proyecto International Satellite Cloud Climatology Project (ISCCP-NASA) correspondientes a los datos de las medias 3-horarias definidos para cada mes del año 2009, definidos para las coordenadas centrales del área de estudio.
- Se ha empleado para el procesado de los datos de entrada al modelo el preprocesador meteorológico Aermet, especialmente diseñado por el AERMIC para esta tarea. Se han asignado los valores para los parámetros requeridos por el programa (el albedo y la rugosidad de superficie). Estos valores corresponden a los valores mensuales que por defecto Aermet asigna a las zonas forestales de hoja caduca, que según el DMAH (2002), actualmente DTS, es el segundo en importancia después del esclerófilo (para el cual el modelo no reporta los parámetros anteriormente citados) y que a su vez se encuentra mezclado con éste en la mayor parte de la zona de estudio, en particular hacia el norte y al occidente de la planta. Se ha observado que los parámetros asignados por defecto por Aermet, del tipo de cobertura caducifolia tiene propiedades intermedias respecto a los tipos de cobertura predominantes en la zona de estudio que van desde cultivable, áreas forestales de coníferas y matorrales, hasta zonas urbanas [Pineda, 2004].
- Para estimar los valores de las variables meteorológicas en altura (ya que Aermod incorpora en su ejecución datos en 3D) y puesto que no existen datos de sondeos en altura para la zona

estudiada, se ha empleado el mismo módulo incluido en el paquete Aermod View: Upper Air Estimator [Lakes Environmental, 2010], herramienta incorporada en el preprocesador Aermet y que lleva a cabo la extrapolación de los datos meteorológicos de superficie a diferentes alturas para su uso dentro del modelo Aermod.

- La estimación de la altura de la capa de mezcla se ha realizado con arreglo de la metodología de las categorías de estabilidad de Pasquill [Turner, 1994], y la altura de capa de mezcla se ha estimado de acuerdo a las entradas de Radiación Solar, velocidad del viento y tipo de categoría dispersiva.

Preprocesador terreno

Aermap es un preprocesador de datos topográficos que se encarga de analizar el área de estudio en formato DEM (USGS), o bien otro formato normalizado y de devolver como salida las coordenadas (x, y, z) de la malla que se va a utilizar para calcular las inmisiones en el modelo de dispersión Aermod. Además de los datos generados por Aermet y Aermap, el modelo requiere para su ejecución de los siguientes datos de entrada:

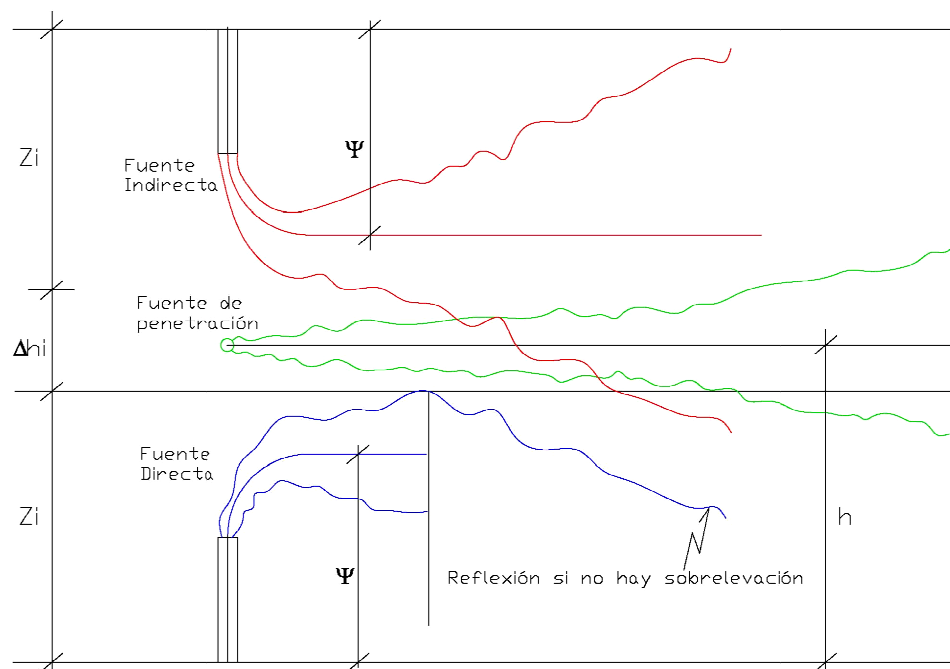
- **Datos de las emisiones:** Se pueden simular fuentes puntuales, de área y de volumen pero se requiere que se especifique: la situación geográfica del foco emisor (x UTM, y UTM); las dimensiones geométricas del foco de emisión (altura y diámetro interior de la chimenea); la velocidad y la temperatura de salida de los gases de combustión; la intensidad de la emisión (emisión másica contaminante (g/s)). Todos los datos anteriores pueden referirse a comportamientos promedios del foco emisor o bien introducirse en forma de archivos de datos horarios para de ese modo poder obtener también el comportamiento de los perfiles diarios, mensuales, etc.
- **Datos de los receptores:** Para cada receptor donde se calculan las inmisiones, se debe especificar su ubicación en relación a la fuente emisora, incluyendo la altura topográfica.

En el modelo Aermod, los procesos de dispersión y transporte están lo suficientemente generalizados como para incorporar los efectos de las irregularidades del terreno sobre la pluma contaminante. El comportamiento de los flujos frente a una situación de terrenos elevados se trata considerando la combinación de dos contribuciones diferentes: por un lado, la contribución de la dispersión horizontal de la pluma; por otro, otra contribución que incorpora los efectos de superficie y que produce que la pluma se mueva siguiendo los contornos del terreno. Generalmente, en situaciones atmosféricas estables existe un comportamiento estratificado en dos capas de altura: i) para alturas por debajo de una altura característica el comportamiento de la pluma es básicamente horizontal, mientras que ii) para alturas mayores que la altura de sobreelevación del penacho es capaz de superar o rodear las elevaciones del terreno. Para situaciones inestables sucede que la altura de sobreelevación tiende a 0. Por otro lado, los procesos de difusión que considera Aermod se dividen en dos situaciones: las de tipo estable correspondiente a la capa de mezcla estable, o bien de tipo convectivo.

Para el caso de situaciones estables la dispersión es gaussiana tanto en la dimensión horizontal como en la vertical. En situaciones convectivas la distribución de la concentración horizontal sigue también una distribución gaussiana, pero el comportamiento vertical es algo más complicado (tal como muestra la figura 3.18). En la dimensión vertical se tiene en cuenta la contribución de tres emisiones: i) una pluma de emisión directa desde el foco, que se mantiene siempre por debajo de

la capa de mezcla atmosférica, ii) una pluma indirecta que se supone como originada aproximadamente en la altura de la capa límite y que no interactúa con la misma en modo alguno, y iii) una pluma de contaminante que ha penetrado la capa límite y que por tanto se trata como una emisión “indirecta” originada muy por encima de la altura de la capa límite.

Figura 3.18. Esquema de los tres tipos de fuentes valoradas en el cálculo de la concentración por Aermid (elaboración propia a partir de Lakes Environmental). [Lakes, 2011]



El resultado de estas tres contribuciones es promediado por el modelo Aermid, que lo aproxima a una distribución bi-gaussiana, formada por la suma de dos gaussianas, una a menor altura que corresponde principalmente al efecto de la pluma directa, y una segunda a mayor altura que es consecuencia principalmente de la fuente “indirecta” considerada.

3.5 PROCESO INTEGRADO DE TRATAMIENTO DE FANGOS POR ADICIÓN DE OXIDO CALCICO Y PRODUCCIÓN DE CLÍNKER

3.5.1 Análisis de la adecuación del producto obtenido como materia prima para la producción de cemento.

Durante la última semana de enero y primeras de febrero de 2010 se realizó el ensayo industrial de evaluación de la viabilidad del Neutral como materia prima alternativa para la producción de cemento Portland. La prueba incluyó la participación de diferentes agentes: Metrofang Besòs, en Barcelona, proporcionó el fango a tratar; Hera, en Vacarisses, realizó el tratamiento de fangos y producción de Neutral; Ciments Molins, en Sant Vicenç dels Horts, realizó la fabricación del cemento con Neutral; AUMA, en Barcelona, realizó las labores de coordinación global y control; y el ITCCC, en Madrid, realizó análisis sobre el cemento producido. Asimismo, la prueba sirvió para comprobar los efectos de la sustitución de piedra calcárea por Neutral desde todos los puntos de vista de la fabricación del cemento:

- **Calidad.** Valoración de la modificación de las propiedades de los productos intermedios (clínker) y finales fabricados (cemento).
- **Producción.** Valoración de la viabilidad técnica en las condiciones de fabricación.
- **Medio Ambiente.** Valoración del impacto ambiental en la producción de clínker.

3.5.1.1 Infraestructura y logística del ensayo de validación

El ensayo requirió la instalación de unos equipos auxiliares para la alimentación del Neutral como producto externo y su introducción al flujo de material de la fábrica de cemento. El sistema de alimentación contó básicamente de los siguientes elementos: dos silos pulmón (tipo mortero seco) de 22 m³ cada uno, dos compresores auxiliares para la introducción del material de las cisternas en los silos, y tolva modificada dotada de tornillo de alimentación y sistema de filtro para evitar emisiones de polvo al entorno. Adicionalmente se dispuso cuatro camiones cisterna dotados de compresor dedicados a realizar los trayectos desde la planta piloto de Alchimix ubicada en Vacarisses hasta la fábrica de cemento de Molins en Sant Vicenç dels Horts. Las actuaciones previas y los requerimientos de la Autoridad Ambiental (DGQA) exigieron disponer de sistemas de medición de las emisiones así como su calibración de manera previa a la prueba. Entre estos cabe destacar: sistemas automáticos de medida de partículas, CO, NOx y SO₂, calibrados según los criterios de la instrucción técnica IT014 [DGQA, 2009] para el horno número 3. Por otra parte la realización de un ensayo de control en el horno de cemento mientras este funcionase con el combustible y materias primas habituales. Este debía consistir en la realización de una campaña de control de emisiones, de COT, HCl, HF, metales pesados, dioxinas y furanos por una entidad acreditada. Realización de medias semihorarias de dos días de funcionamiento del horno en condiciones similares a las de la realización de la prueba con sustitución prevista. Asimismo previamente a las pruebas se realizaron sesiones de formación en seguridad y medio ambiente para el personal que iba a intervenir en la prueba y para el resto de personal interesado.

3.5.1.2 Fabricación del clínker y cemento con adición de Neutral.

Control de las emisiones.

Una vez se realizó la dosificación y homogenización del crudo con adición de Neutral y este permanecía en el silo se procedió a la fabricación a nivel industrial del clínker con sustitución de dicha materia prima de acuerdo a las indicaciones expresadas en la Autorización Ambiental de la prueba. Dichas indicaciones incluían la frecuencia de muestreo para cada contaminante esperado, así se realizó una medida de HCl de duración no inferior a 60 minutos, una medida de HF de duración no inferior a 60 minutos, una medida de metales pesados (Cd, Tl, Hg, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni y V), una medida de dioxinas y furanos de duración entre 6 y 8 horas, y la medida del COT en continuo.

Ensayos de calidad de producto.

Análisis del crudo y del clínker. Para el análisis de los parámetros relacionados con la composición del crudo de cemento se utilizó el laboratorio de Ciments Molins Industrial dotado de estaciones automáticas de muestreo y medidas por ICP y FRX para la mayoría de parámetros entre los que cabe destacar: CaO, SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, MgO, K₂O y SO₃. Los valores de los óxidos metálicos, que se encuentran en la literatura como típicos para los clínkeres de cemento Portland se presentan en la tabla 3.15 [Duda, 1977].

Tabla 3.15. Composición de óxidos típica del clínker de cemento Portland [Duda, 1977]

Compuesto	Composición	Compuesto	Composición
SiO ₂	16 - 26%	CaO	58 - 67 %
Al ₂ O ₃	4 - 8 %	MgO	1 - 5 %
Fe ₂ O ₃	2 - 5 %	K ₂ O + Na ₂ O	0 - 1 %
Mn ₂ O ₃	0 - 3 %	SO ₃	0,1 - 2,5 %
TiO ₂	0 - 0,5 %	P ₂ O ₅	0 - 1,5 %
Pérdida al Fuego (PF) = 0,5 - 3 %			

Se puede observar que se admite una cierta variabilidad en los parámetros de la composición, dado que si bien las especificaciones para el cemento Portland “para uso común” son parecidas pero no idénticas según las características de la materia prima que se utiliza. En todo caso es importante limitar el contenido de alguno de los óxidos. Así, el contenido en MgO se limita ya que un exceso puede provocar la aparición de periclasa, la cual puede dar lugar a la destrucción expansiva del cemento una vez fraguado. Del mismo modo, la cal libre o contenido de CaO puede dar lugar a un efecto parecido al anterior, además de condicionar la presencia de alita (cristales ricos en C₃S) en el clínker, la cual proporciona la mayor resistencia al cemento. Por otra parte un contenido excesivo de SO₃ puede dar lugar asimismo a una expansión retardada, mientras que los óxidos alcalinos, como K₂O y Na₂O pueden comportarse del mismo modo en presencia de ciertos compuestos [Taylor; 1990].

La metodología utilizada por Ciments Molins para la valoración de la composición mineralógica de las cuatro fases principales del clínker fue la utilizada en la producción de cemento. El método, desarrollado por Bogue [Bogue; 1955] permite deducir de antemano el orden de magnitud de la contribución de las fases en peso sobre el clínker en base a la estequiometría de los compuestos de óxidos y minerales. Los coeficientes estequiométricos de masa de contribución de los óxidos metálicos a la formación de las fases principales del clínker se recogen en la tabla 3.16.

Tabla 3.16. Relación en peso de los óxidos metálicos con las fases básicas del clínker

	C ₃ S	C ₂ S	C ₃ A	C ₄ AF
CaO	0,7369	0,6512	0,6227	0,4616
SiO ₂	0,2631	0,3488	----	----
Al ₂ O ₃	----	----	0,3773	0,2098
Fe ₂ O ₃	----	----	----	0,3286

Así las fases del clínker se pueden obtener a partir de las siguientes relaciones y composición en óxidos que describen las ecuaciones 3.48 - 3.51. Estas describen la composición potencial del clínker Portland según Bogue [Bogue, 1955].

$$C_3S = 4,071 * CaO - 7,600 * SiO_2 - 6,718 * Al_2O_3 - 1,430 * Fe_2O_3 \quad \text{Ec. 3.48}$$

$$C_2S = 8,602 * SiO_2 + 5,068 * Al_2O_3 - 3,071 * CaO + 1,078 * Fe_2O_3 \quad \text{Ec. 3.49}$$

$$C_3A = 2,650 * Al_2O_3 + 1,692 * Fe_2O_3 \quad \text{Ec.3.50}$$

$$C_4AF = 3,043 * Fe_2O_3 \quad \text{Ec.3.51}$$

Por otra parte cabe señalar que el procedimiento de cálculo expresado en la norma española [UNE 80304:2006], para la estimación de la composición potencial del clínker portland se basa en el mismo método y concluye esencialmente en las mismas ecuaciones para el caso A/F > 0,64. Ello se cumple, a excepción del caso de la evaluación del C₂S, que en la norma europea, de una mayor vigencia y aplicabilidad y que describe la ecuación 3.52.

$$C_2S = 2,8675 * SiO_2 - 0,7544 C_3S \quad \text{Ec.3.52}$$

De forma adicional, la norma presenta una formulación adicional para el caso A/F < 0,64, es decir en el cual no se forma C₃A. Esta formulación queda descrita por las ecuaciones 3.53– 3.58.

$$C_3S = 4,071 * CaO - 7,600 * SiO_2 - 6,718 * Al_2O_3 - 1,430 * Fe_2O_3 \quad \text{Ec.3.53}$$

$$C_2S = 2,8675 * SiO_2 - 0,7544 C_3S \quad \text{Ec.3.54}$$

$$C_3A = 0 \quad \text{Ec.3.55}$$

$$C_4AF = 4,77 * Al_2O_3 \quad \text{Ec.3.56}$$

$$C_2F = 1,7 * Fe_2O_3 - 2,66 * Al_2O_3 \quad \text{Ec.3.57}$$

$$C_6AF_2 (C_4AF + C_2F) = 2,1 * Al_2O_3 + 1,7 * Fe_2O_3 \quad \text{Ec.3.58}$$

Análisis del cemento. Tras la prueba industrial se determinaron los parámetros de la calidad del cemento obtenido con sustitución de piedra calcárea por Neutral. Estos se determinaron en el laboratorio de Ciments Molins a través de métodos estándar [UNE 80216:1991; UNE 80217:1991; UNE-EN 196-2:1996]: composición mineralógica mediante DRX y FRX, pérdida al fuego mediante termobalanza, superficie específica mediante turbidimetría de Blaine y resistencia mediante el ensayo a compresión.

Superficie específica. El trabajo de molienda en la fábrica de clínker supone uno de los procesos principales tras la cocción. El grado de molturación y por tanto la distribución granulométrica del crudo, el clínker y el cemento condicionan en cada caso la aptitud para la cocción, la reactividad y por tanto en último caso las condiciones de hidratación, endurecimiento y fraguado. La fracción más fina (inferior a 3 µm) aporta al cemento resistencia a corto plazo y aporta la mayor resistencia al cabo de un día. La fracción de tamaño mayor a 60 µm, se hidrata más lentamente y contribuye de forma marginal a la resistencia final del cemento.

Resistencia. El cemento presenta, principalmente, una elevada resistencia a la compresión, mientras que su resistencia a los esfuerzos cortantes y a tracción son inferiores. Por este motivo, en su utilización y en el diseño de las obras en las que se utiliza hormigón se restringen los esfuerzos que no sean a compresión. Conociendo dicho comportamiento, normalmente se caracterizan los cementos en función de su resistencia a la compresión, habiéndose normalizado en España, según las correspondientes instrucciones técnicas los ensayos que se deben realizar en la recepción de los cementos en obra. Concretamente se aplicó aplica la norma IT RC-03 (RD 1797/2003) para la recepción de cementos que describe las prescripciones necesarias para la aceptación de los cementos en función de su clase resistente. En la tabla 3.17 se recogen los valores de resistencia, tiempo de fraguado y estabilidad de volumen, exigibles en la puesta en

obra del cemento, que han servido como referencia para la evaluación de los resultados obtenidos en las pruebas efectuadas.

Tabla 3.17. Prescripciones técnicas de los cementos según clase de resistencia [IT RC-03]

Clase de resistencia	Resistencia a compresión (MPa), según UNE-EN 196-1:1996				Tiempo de fraguado, según UNE-EN 196-3:1996		Estabilidad de volumen, según UNE-EN 196-3:1996
	Resistencia inicial		Resistencia nominal		Inicio (minutos)	Final (horas)	Expansión (mm)
	2 días	7 días	28 días				
32,5 N	-----	≥16,0	≥32,5	≤52,5	≥75	≤12	≤10
32,5 R	≥10,0	-----					
42,5 N	≥10,0	-----	≥42,5	≤62,5	≥60		
42,5 R	≥20,0	-----					
52,5 N	≥20,0	-----	≥52,5	-----	≥45		
52,5 R	≥30,0	-----					

3.5.2 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

3.5.2.1 Escenarios analizados

La evaluación ambiental de la aplicación del producto obtenido de la estabilización de fangos EDAR por adición de óxido de calcio (Neutral) a la producción de clínker en la industria cementera se ha realizado a través de la aplicación de un análisis del ciclo de vida a tres escenarios:

- **Escenario 1. “BASE”.** Producción de clínker convencional, aplicando las mejores tecnologías disponibles, sin utilización de materiales secundarios.
- **Escenario 2. “SECADO”.** Producción de clínker con sustitución parcial del combustible por fangos secados en proceso térmico a baja temperatura.
- **Escenario 3. “ALCHIMIX”.** Producción de clínker con sustitución parcial de caliza por Neutral o producto inertizado del proceso Alchimix

El escenario “Base” representa la alternativa que no integra las corrientes de fango al proceso de fabricación de clínker, el de “Secado” representa realizar el aprovechamiento energético de los fangos incluyendo el proceso previo de secado y el denominado “Alchimix” supone el aprovechamiento como materia prima alternativa del producto de la inertización realizada con la tecnología propuesta. En este sentido se entiende necesaria la aplicación de una metodología objetiva para la comparación de la aplicación de las alternativas descritas en un horizonte a largo plazo, motivo por el cual se plantea la realización de un estudio ACV de tipo “de la cuna a la puerta”, o “Cradle-to-Gate” en terminología anglosajona, en el cual se analiza estrictamente el funcionamiento de ambos sistemas de forma alternativa y en estado estacionario, es decir, se llega a comparar sus efectos ambientales producidos durante el periodo de operación.

El análisis de ciclo de vida planteado inicialmente responde a la valoración de los impactos, que se realiza en unidades físicas de caracterización de las magnitudes equivalentes que valoran cada categoría de impacto. La controversia para muchos de estos impactos se encuentra en que evalúan el denominado “punto medio” (MID-POINT) de la cadena causa-efecto, es decir, lo que

potencialmente se considera como la primera consecuencia cuantificable que repercute sobre el ambiente. Estos no siempre reflejan una clara alteración o daño sobre la salud humana o pérdida de especies animales de un lugar determinado, conocido como daño en el punto final de esta cadena (END-POINT) [Giraldi, 2010]. Las categorías de impacto seleccionadas en el caso del presente estudio son las siguientes:

Categoría de Impacto	Alcance espacial
• Agotamiento de Recursos abióticos	global
• Agotamiento de la capa de ozono	global
• Calentamiento Global	global
• Acidificación	continental/regional/local
• Eutrofización	continental/regional/local
• Intoxicación de las aguas superficiales	continental/regional/local
• Oxidación fotoquímica	regional/local

Se considera apropiado el análisis de alguna de las categorías de impacto de la metodología CML 2001, si bien también parece apropiada la evaluación según Ecoindicador 99 y Escasez Ecológica como indicadores generales que permiten evaluar el impacto de los procesos sobre el medio y afección a los ecosistemas. De forma adicional durante el desarrollo de la fase de divulgación se ha establecido el análisis de Demanda Acumulada de Exergía (CExD) de los productos en función de la unidad escogida, cuantificando de este modo la repercusión sobre los sistemas energéticos globales. Cabe destacar asimismo la utilización de la metodología GWP100 (Global Warming Potential 100 years) basada en las indicaciones del panel IPCC para la evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero en función de las equivalencias descritas en el 4th Assesment Report de 2007. [IPCC, 2007].

Las cuatro metodologías empleadas en la valoración a través de ACV se definen del siguiente modo:

CML. Método desarrollado por un grupo liderado por el CML (Center of Environmental Science of Leiden University), presenta un acercamiento a los problemas ambientales que pueden producir los sistemas en estudio. En este se definen una serie de categorías de impacto orientadas al análisis Mid-Point. Si bien la metodología acepta la posibilidad de normalizar los resultados, en el presente estudio se ha considerado únicamente el paso de caracterización, por buscarse la cuantificación en unidades físicas medibles.

Demanda Acumulada de Exergía (CExD). La metodología se introduce para visualizar la eliminación total de exergía de la naturaleza para la producción, en este caso, del producto que constituye la unidad funcional (clínker de cemento Portland). La metodología CExD valora la calidad de la demanda de energía e incluye la exergía de los vectores energéticos así como de los materiales no energéticos. La exergía constituye una manera para expresar la calidad de la energía, de modo que expresa la cantidad de trabajo útil que un vector energético puede ofrecer, de modo que puede valorarse la pérdida potencial de energía útil de la naturaleza. Esta metodología únicamente admite la etapa de caracterización.

Ecoindicador 99. Se trata de una metodología que realiza una agrupación de las categorías de impacto para realizar una evaluación del daño (metodología orientada a daño), y por tanto orientada al análisis del End-Point, causado a tres categorías agregadas: daño a la salud humana, daño a la calidad de los ecosistemas y daño a recursos. El daño a la salud humana se realiza mediante la cuantificación mediante DALY (Disability Adjusted Life Years), que representa la cantidad de años perdidos y la cantidad de años de vida en incapacidad. El daño a la calidad de los ecosistemas se evalúa en términos de la pérdida de especies en un área concreta durante un periodo de tiempo determinado. El daño a recursos se expresa como la cantidad de energía adicional necesaria para la extracción futura de minerales y combustibles fósiles. Esta metodología admite caracterización y posterior normalización.

IPCC 2001 GWP. Esta metodología fue desarrollada por el IPCC realizando un listado y valorando el potencial de calentamiento global de un importante número de sustancias. Si bien, por definición es posible aplicar el método en horizontes bien a 20, 100 o 500 años, en el presente trabajo se ha considerado útil la utilización del horizonte a 100 años. Este método realiza únicamente caracterización.

Por otra parte, la confección de los balances de proceso en forma “top-down” ha permitido asimismo la deducción de parámetros de ahorro en emisiones y eficiencia energética que permiten la valoración práctica o la conveniencia de la aplicación de cada una de las alternativas y su repercusión a valor económico.

3.5.2.2 Función y unidad funcional

El estudio se estructura en dos fases, respondiendo a la función de los sistemas productivos que se utilizan. Por una parte se consideran los sistemas de tratamiento de fangos para obtener los productos intermedios, bien sean fangos secos, bien sea el inertizado rico en calcio; fase en la cual se utiliza la unidad másica de fango fresco (**1 tonelada de fango fresco**; fango deshidratado mediante centrifuga al 68% humedad, respondiendo a la humedad promedio de los análisis efectuados sobre los fangos durante el periodo experimental).

En segundo lugar se considera la naturaleza productiva de los sistemas en estudio, considerando la valorización de los subproductos para obtener clínker en la cementera; fase en la que se tiene como unidad funcional la unidad másica de clínker (**1 tonelada de clínker Portland**).

Para homogenizar el análisis de las dos alternativas de sustitución (Fangos secos y Neutral) se ha considerado la introducción en el proceso de producción de clínker de la cantidad de producto que deriva en ambos casos del tratamiento de una misma cantidad de fango fresco. Esta cantidad es la que, en el caso de secado de fangos conlleva una sustitución energética progresiva del 5%, 10% y 15% en el planteamiento de los tres escenarios y cuyo valor es 24,8, 49,7 y 74,6 gramos de fango fresco por kilogramo de clínker.

Los resultados intermedios de la primera fase (correspondiente al estudio de los sistemas de pretratamiento) permiten caracterizar la huella ambiental de los subsistemas de gestión de residuos, mientras que el abanico de resultados que se obtiene de la segunda fase (correspondiente a la integración de los sistemas de pretratamiento, transporte y producción de clínker) permite conocer los efectos ambientales con los sistemas productivos acoplados.

3.5.2.3 Límites del sistema a estudiar

Las figuras 3.19 y 3.20 representan los sistemas (incluyendo sus límites) para cada uno de los escenarios contemplados en el presente estudio:

- Se incluyen los procesos de extracción de minerales de las canteras y transporte hasta las plantas de proceso.
- Se incluyen en el cálculo los efectos de la utilización de combustibles fósiles en los hornos y su distinta procedencia.
- Se incluyen los procesos de consumo y generación eléctrica ligados a los procesos productivos.
- Se contemplan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en todos los sistemas y subsistemas.
- Se contemplan las emisiones y vertidos de compuestos ácidos o básicos.
- Se considera el transporte de los fangos secos desde planta de secado hasta cementera.
- Se considera el transporte de Neutral (inertizado) desde EDAR (situación ideal hipotética de la planta Alchimix) hasta cementera. Recorrido tipo idéntico al anterior.
- Se omiten los procesos no ligados directamente a los procesos productivos o gestión auxiliar y oficinas.

Figura 3.19. Diagrama del sistema definido como "Base".

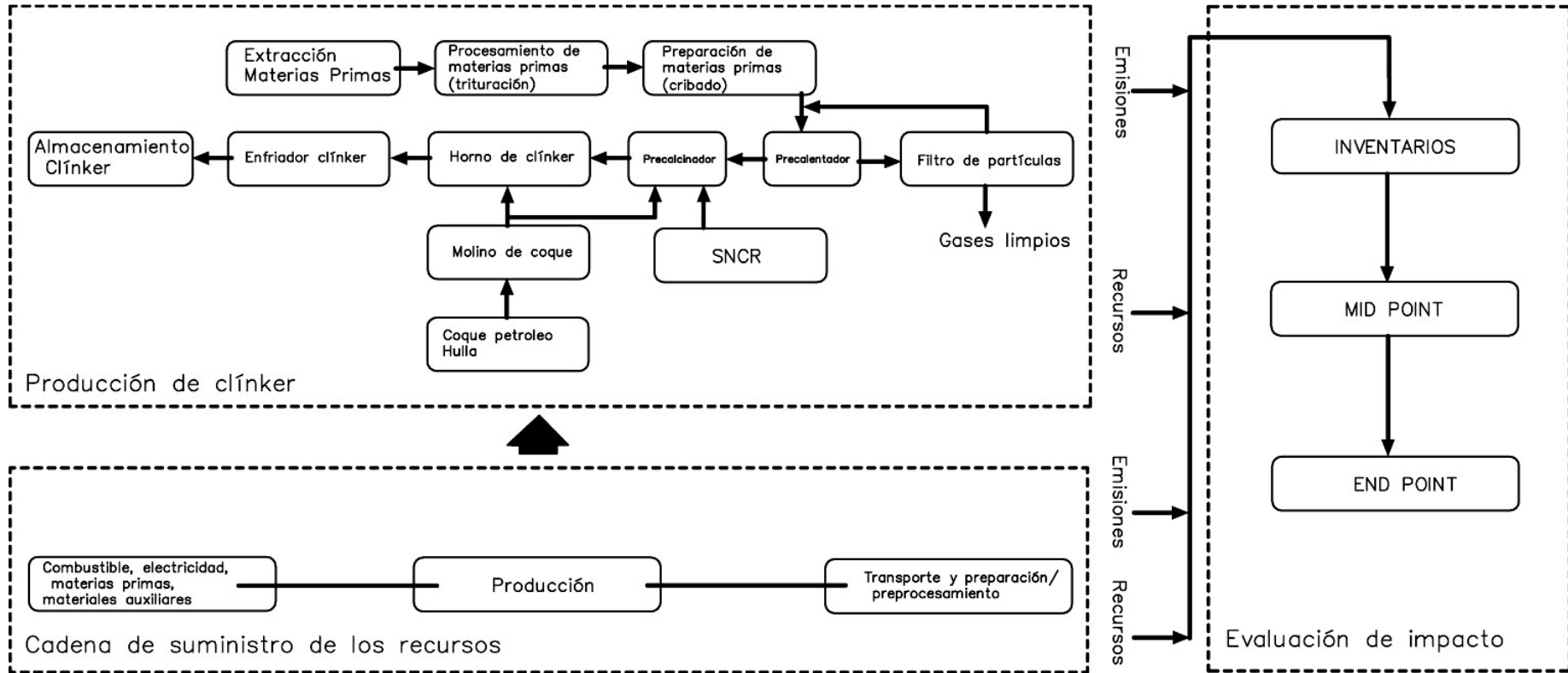
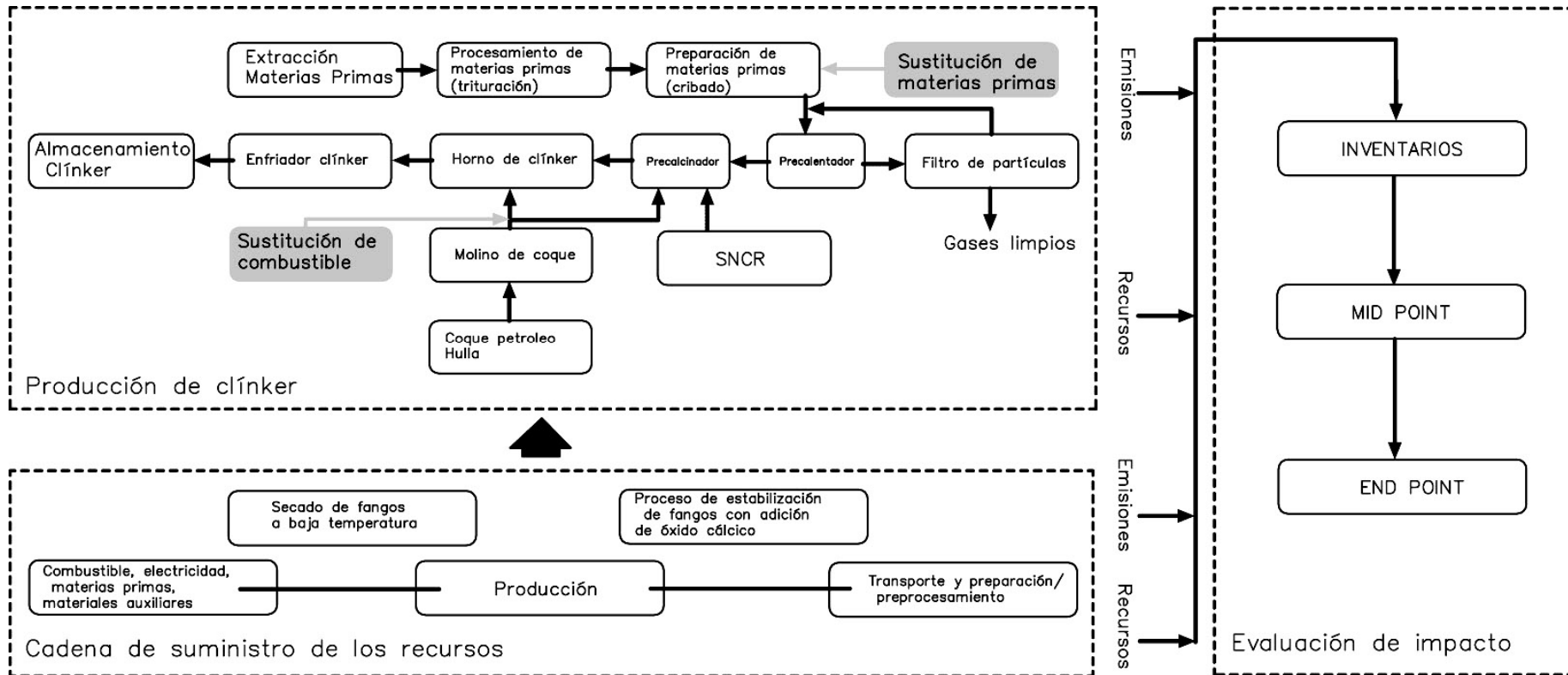


Figura 3.20. Diagrama del sistema integrado de los escenarios "Secado" y "Alchimix".



3.5.2.4 Inventario (ICV)

Para el desarrollo del presente estudio de análisis de ciclo de vida se han seguido las recomendaciones y guía metodológica que establecen las normas UNE-EN ISO 14040:2006, que establece los principios y marco de referencia, y la UNE-EN ISO 14044:2006, que recoge requisitos y directrices. Concretamente, la norma ISO 14040:2006 especifica los requerimientos y procedimientos necesarios para la compilación y preparación de la definición de objetivos y alcance para un estudio de ACV, y para realizar interpretar e informar sobre un análisis de inventario de ciclo de vida.

Por su parte la norma ISO 14044:2006 especifica los requerimientos y provee de las directrices para la fase de realización de los Análisis de Ciclo de Vida, las limitaciones del mismo, la relación entre fases del ACV y las condiciones de uso de los parámetros opcionales. Se puede decir que la dicha norma cubre tanto los ACV (etapa de Análisis del Ciclo de Vida) como los ICV (etapa de confección del Inventario de Ciclo de Vida). Más concretamente, el desarrollo de la presente fase del estudio global se ha desarrollado a con la ayuda aportada por un comité compuesto de seis personas, cada una especializada en un ámbito. El grupo recorrió las distintas fases del estudio según lo establecido en las normas de referencia mencionadas, realizando aproximadamente una reunión mensual para la puesta en común de los métodos propuestos, recogida de datos y establecer puntos pendientes.

Se hizo especial hincapié en tratar a fondo el proceso de fabricación de clínker de cemento portland por constituir este el proceso de referencia común de las distintas alternativas planteadas. Dado el alto nivel de detalle del proceso de producción de cemento ha sido difícil configurar el resto de procesos a un nivel de detalle similar, puesto que el proceso de recogida de datos se presenta de una enorme dificultad, sobretodo porque no siempre los registros de planta corresponden a los datos que se desea analizar, presentando desagregación, y por el acceso de forma indirecta que se tiene a algunos de los procesos, lo cual dificulta su recogida y otras veces simplemente porque no existen registros.

Por otra parte los trabajos Josa et al. [Josa, 2004; Josa, 2007] han servido de precedente para conseguir el enfoque hacia el sector cementero que se perseguía y proporcionan un inventario y análisis de inventarios de una serie de distintos tipos de cemento fabricados en la Unión Europea [Josa, 2007]. Han sido en este caso de aplicación datos relativos al inventario y análisis de los efectos ambientales de la categoría de cemento Portland. De alguna manera, la claridad del estudio y la estructuración y agrupación de los resultados han servido para orientar el ACV aquí desarrollado. Por su parte, la utilización combinada de las metodologías CML, Ecoindicador 99 y Escasez Ecológica permite deducir diferentes aspectos y visualizar de forma conveniente los modos en que los diferentes procesos afectan al medio, así como evaluar sus diferencias.

Los inventarios han constituido la parte del estudio que se ha tratado con más intensidad. En la tabla 3.18 se presenta la fuente y años de origen de los datos de cada proceso configurado en la etapa de confección de los inventarios.

Tabla 3.18. Resumen de fuentes y origen de los datos de los inventarios

Proceso	Fuente	Periodo origen datos
Inventario de la cementera.		
Ecoinvent v.2.2 - 2010	Ecoinvent	1997-2001

Antiguo proceso en la fábrica de Ciments Molins	Ciments Molins	2007-2009
Nueva línea de producción (Implementación de las mejores tecnologías disponibles)	Ciments Molins	2010
Proceso alternativo. Introducción de combustible secundario	Estimación propia	2011
Proceso alternativo. Introducción de materia prima secundaria	Estimación propia	2011
Fabricación de cal		
Ecoinvent v.2.2 - 2010	Ecoinvent	2000-2002
Aportación de datos Cales de Pacs	Cales de Pacs	2007-2009
Planta de Secado Térmico de Fangos a Baja Temperatura.	STC	2010
Proceso Alchimid	Recopilación propia	2008-2011
Transporte de reactivos y productos entre plantas	Estimación propia	2011

A continuación se presentan y comentan los inventarios de cada proceso individual considerado.

Inventario de la cementera.

Este estudio de toda la actividad de una industria cementera solo ha considerado el proceso de fabricación de clínker portland. Si bien se intentó inicialmente trabajar en base a un inventario medio representativo de la unión europea no fue posible acceder a datos concretos sobre el proceso. Los inventarios publicados por Cembureau [Cembureau, 2011], organismo armonizador de los fabricantes de cemento europeos, cubren de manera global la fabricación del cemento portland, listando los componentes del inventario sin especificar la procedencia de los flujos ni su aplicabilidad en el proceso global. Ello hace casi imposible deducir un inventario para un subconjunto del proceso fabricación de cemento como es la fabricación de clínker portland.

Finalmente, a través del sistema de análisis SIMA PRO, se han encontrado al menos dos fuentes que presentan un inventario de la fabricación de clínker. Si bien no ha sido posible acceder a IDEMAT si se ha podido trabajar en base al inventario de Ecoinvent en su versión 2.2, de última actualización de 2010. Es remarcable que el proceso tomado como base de Ecoinvent es de procedencia suiza, si bien se ha querido adecuarlo a las condiciones y el entorno de este estudio. A continuación se detallan los datos utilizados y se razonan las modificaciones del inventario básico que llevan a los procesos considerados en las alternativas.

- ***Ecoinvent v.2.2 - 2010***

La información contenida en la base de datos Ecoinvent en su actual revisión contiene el inventario de la fabricación de clínker de cemento portland aportado por Kellenberger et al. [Kellenberger, 2007] y es representativa de la producción de cemento en Suiza. El periodo temporal de los datos de origen data entre el 1997 y 2001. Si bien para el presente estudio se ha utilizado básicamente información propia, algunos datos como los referentes a bienes capitales y constitución de la planta cementera han sido tomados de esta fuente. En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario.

- **Aportación de datos Ciments Molins**

- **Antiguo proceso en la fábrica de Ciments Molins**

Los datos del inventario utilizado para el proceso tradicional han sido aportados por Ciments Molins en base a los datos históricos de operación de sus líneas de producción L3, L4 y L5. Dichas líneas con una larga trayectoria de operación (más de 40 años) ofrecen un conocimiento exhaustivo sobre el proceso, con lo que los valores aportados presentan una alta representatividad y confieren alta confianza de lo que ha sido hasta el presente la fabricación de cemento portland en el entorno geográfico al que se circunscribe el estudio.

El proceso que utilizado en las antiguas líneas de Ciments Molins (L3, L4 y L5) incluye los siguientes procesos: la trituración de las materias primas se realizaba en tres molinos de bolas (capacidad 375 t/h), las torres de ciclones en el caso de la L5 constaba de cuatro fases con precalentamiento y 50 m de altura, mientras que la de las líneas L3 y L4 contaban tan solo con dos fases con una altura de 40 m. El horno de las línea 3 y 4 tenía una longitud de 106 m y estaba dotado de quemador de llama no ajustable, mientras que el horno de la línea 5 (con una longitud de 78 m) contaba con quemador Greco de intensidad de llama ajustable. Los enfriadores estaban basados en satélites acoplados al horno (10 por horno). Para el filtrado de partículas la L3 utilizaba un filtro de mangas, mientras que las líneas L4 y L5 utilizaban un precipitador electrostático.

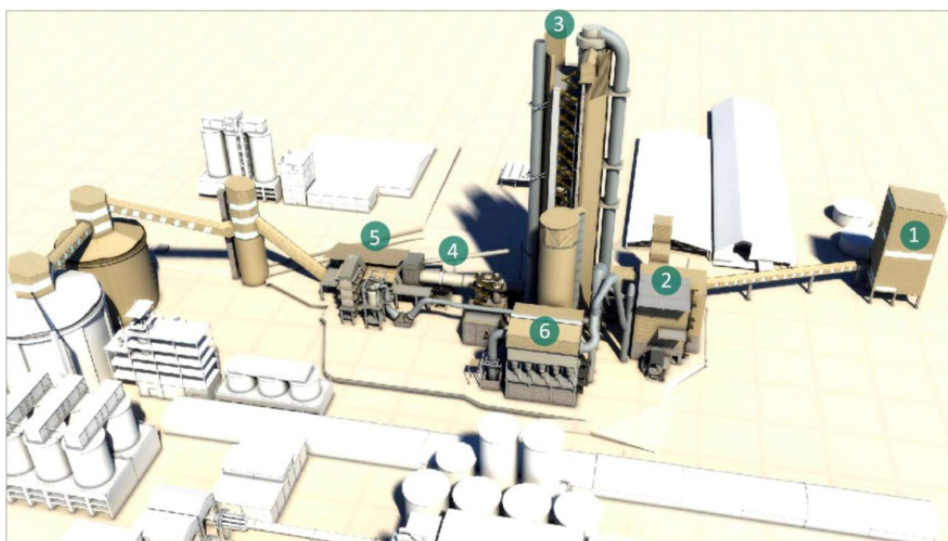
Como referencia para la validación de los datos cabe resaltar que los datos de emisiones y vertidos se han contrastado con los registros publicados y declarados por Cementos Molins en el periodo 2007 a 2009 y que aparecen en el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR) consultada via web [Registro PRTR, 2011]. En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario.

- **Nueva línea de producción (Implementación de las mejores tecnologías disponibles)**

Se creyó conveniente que realizar el estudio de análisis ambiental o ciclo de vida de la nueva línea de producción (Línea L6) que acaba de recepcionar en 2010 con una capacidad de aproximadamente 200 toneladas de clínker a la hora o anualmente 1,6 millones de toneladas. El objetivo de la construcción de la nueva línea era adaptar la fábrica a las mejores tecnologías disponibles (MTD) y sustituir la totalidad de la producción de las líneas antiguas (3, 4 y 5) por la de la nueva línea 6.

El proceso que utilizado en la nueva línea de Ciments Molins (L6) incluye los siguientes procesos esquematizados en la figura 3.21. La trituración de las materias primas se realiza en un molino vertical rotativo (capacidad 385 t/h), la torre de ciclones con una altura de 120 m, consta de cinco fases con precalentamiento y precalcificación (en la cual se consume el 55% sobre el total del combustible requerido para la fabricación del clínker). El horno tiene una longitud de 56 m con un diámetro de 4,75 m y está dotado de quemador tipo Duoflex con regulación de llama. El enfriador es de tipo parrilla con una superficie de 97,2 m². El filtrado de partículas se realiza con ayuda de un filtro de mangas de 10 cámaras, con una superficie total de filtrado de 15.839 m².

Figura 3.21. Esquema de la fábrica de clínker tipo [Ciments Molins, 2010]



1. Recepción de materias primas y trituración. 2. Molino y afino del crudo. 3. Torre de ciclones y precalentador.
4. Horno rotatorio de clínker. 5. Enfriadores. 6. Filtros de mangas.

Por otra parte, la adaptación a las MTD permite reducir los niveles de emisiones así como producir el clínker de una manera más eficiente. Reduciendo consumos de electricidad y combustible basándose en mejores aislamientos, menores niveles de rozamientos y mayor rendimiento y menores pérdidas de las máquinas eléctricas e intercambiadores de calor. Por su parte la reducción de los niveles de emisiones se logrará gracias a la aplicación de sistemas de reducción de NO_x y filtros adaptados, así como en una mejor regulación de la combustión en el horno.

Destaca la gran altura de la nueva torre de ciclones intercambiadores de que se ha dotado a la nueva línea. Ello permite que se alcance una mayor temperatura en el precalentamiento, aprovechando mejor el calor de los gases de combustión y aumentando la eficiencia energética de la instalación, con ello es posible reducir la longitud total del horno rotatorio. El diseño responde a la tendencia actual de configuración en plantas cementeras basadas en las MTD.

Los datos de operación, consumos y emisiones que aparecen y se han utilizado en el inventario responden a los valores aportados por Ciments Molins para la nueva línea. Básicamente la confección del inventario de la nueva línea se ha realizado tomando como base o marco de referencia el proceso tradicional, modificando los siguientes aspectos, de acuerdo a los valores declarados de optimización de parámetros de proceso, que se presentan en la tabla 3.19. En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario.

Tabla 3.19. Reducciones consideradas en el ACV para la nueva línea de producción de clínker (L6)

Concepto	Valor
Reducción del consumo de agua de pozo	-25%
Reducción del consumo eléctrico global	-10%
Reducción del consumo de coque	-20%
Reducción de las emisiones de CO ₂	-7%
Reducción de las emisiones de NO _x	-50%
Reducción de la emisiones de polvo y partículas por chimenea	-50%

- **Proceso alternativo. Introducción de combustible secundario**

Se ha tomado el anterior inventario correspondiente a la nueva línea y se han realizado modificaciones sobre los parámetros representativos que tras el análisis se piensa deben variar con la introducción de fangos EDAR secos al 90% en el horno como combustible alternativo. Básicamente los parámetros se han hecho variar de acuerdo a la estequiometría básica de las reacciones principales. Los parámetros que se han modificado son los siguientes:

- a) Entradas: disminución de consumo de coque e incorporación de fangos secos (sustitución de coque)
- b) Salidas: aumento emisión CO₂ biogénico, disminución emisión CO₂ fósil, reducción emisión SO₂ de forma proporcional a la reducción del consumo de coque, metales pesados, volátiles y semi-volátiles.

Se consideró que los metales pesados se incorporan a la corriente de clínker mientras que los volátiles y semi-volátiles se desprenden en parte y son emitidos por la chimenea [Boesch, 2009]. En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario. Los coeficientes para la valoración de las emisiones y retención por los sistemas de depuración de gases en cementera de los metales volátiles y semivolátiles han sido tomados de la bibliografía [Boesch, 2009].

- **Proceso alternativo. Introducción de materia prima secundaria**

Asimismo, de forma análoga se ha tomado el inventario correspondiente a la nueva línea y se han realizado modificaciones sobre los parámetros representativos que tras el análisis se considera deben variar con la introducción de Neutral como materia prima secundaria como aportador de calcio en sustitución de parte de la caliza. Básicamente los parámetros se han hecho variar de acuerdo a la estequiometría básica de las reacciones principales. Cabe reseñar la reacción que domina la producción del clínker de cemento portland normal (Nº1, sin aditivos) a modo de ilustrar de qué manera se han obtenido la variación en las cantidades de aporte y sustitución de cal al horno, la cual recoge la ecuación 3.59.



Los parámetros que se han modificado son los siguientes:

- a) Entradas: Disminución de consumo de caliza, incorporación de Neutral (sustitución de caliza) y disminución de consumo de coque.
- b) Salidas: disminución emisión CO₂ por descarbonatación de la caliza; disminución CO₂ por menor consumo de combustible, reducción SO₂ de forma proporcional a la reducción del consumo de coque y metales pesados, volátiles y semi-volátiles.

En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario.

Fabricación de cal

La fabricación de cal constituye en el estudio la otra gran fuente de emisión de dióxido de carbono, después de la cementera. En el escenario de utilización de Neutral como materia prima alternativa, la cal se utiliza como aditivo a los fangos en el proceso de inertización en la planta

Alchimix. Así como en el caso de la cementera se ha tomado como marco de referencia en una primera instancia el inventario que aparece en la base de datos de Ecoinvent en su última versión de 2010 para confeccionar a partir de ahí un nuevo inventario propio.

- ***Ecoinvent v.2.2***

La información contenida en la base de datos Ecoinvent en su actual revisión de 2010, contiene el inventario de la fabricación de cal viva en pedazos (sin micronizar) aportado asimismo por Kellenberger et al., [Kellenberger, 2004] y representativa de la producción de cal en Suiza. El periodo temporal de los datos de origen data entre el 2000 y 2002. [Ecoinvent, 2010]. Si bien para el presente estudio se ha utilizado básicamente información propia, algunos datos como los referentes a bienes capitales y constitución de la planta de fabricación de cal han sido tomados de esta fuente. En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario.

- ***Aportación de datos Cales de Pacs***

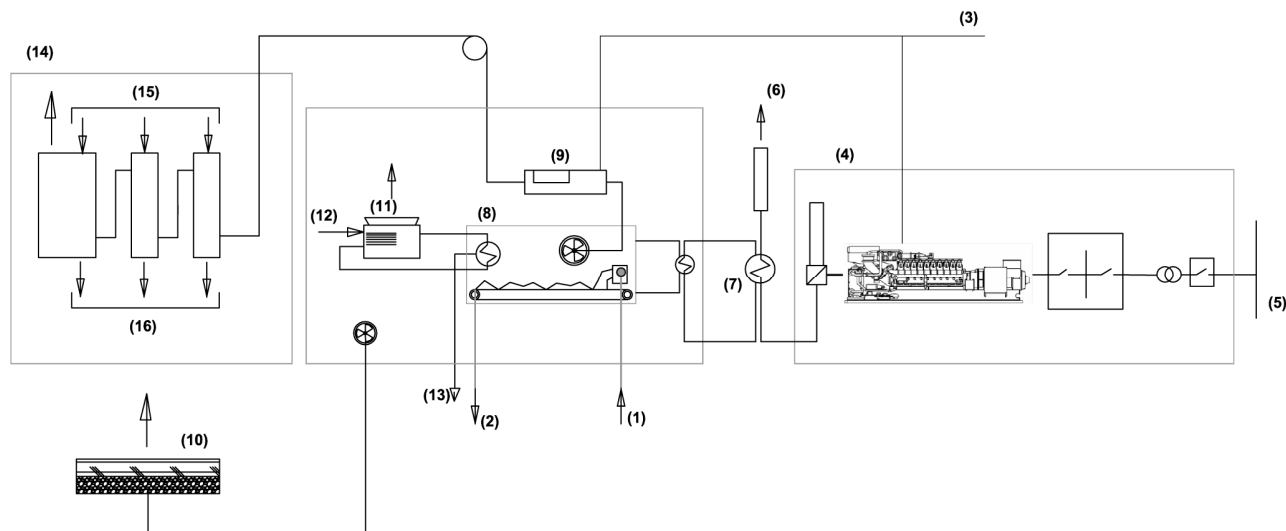
Los datos del inventario utilizado en el análisis han sido aportados por el fabricante que suministró el óxido de calcio a la planta de Alchimix. La empresa, Cales de Pacs (Pachs del Penedés) aportó datos de su operación así como de los medios que utiliza para el abastecimiento de materias primas. Como en otros casos, los datos de constitución de la planta o bienes capitales se han heredado del inventario de referencia. Para su validación cabe resaltar que los datos de emisiones y vertidos se han contrastado con los registros publicados y declarados por Pacs en el periodo 2007 a 2009 y que aparecen en el Registro Estatal de de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR). En el Anexo II se presenta el desarrollo completo del inventario.

Planta de Secado Térmico de Fangos a Baja Temperatura.

El proceso que actualmente opera en la planta de Metrofang Besòs es un proceso desarrollado por la empresa STC y se le denomina de “secado a baja temperatura”, ya que si bien el principio de aprovechamiento energético de los gases de la cogeneración es el mismo que en el resto de sistemas, este dispone de una serie de circuitos de fluido térmico que transfieren el calor a través de intercambiadores, confinando los fangos en unas cámaras en una atmósfera enrarecida (con bajo contenido en oxígeno) con lo cual se evita en lo posible la inflamación espontánea de la masa de fangos, el secado se produce por la circulación en circuito cerrado de una corriente de aire caliente que es constantemente deshumidificada, con lo cual al volver a circular sobre los fangos evapora más humedad cada vez. La planta está configurada por 4 túneles de secado con una capacidad de evaporación de diseño de 4 toneladas de agua por hora y una disponibilidad estimada de unas 7.500 horas anuales. En los túneles de secado se ubican las extrusoras y las cintas de transporte de los fangos, así como sistemas de ventilación y la conexión con el sistema de deshumidificación. La velocidad de las cintas se regula de forma que el tiempo de residencia del fango en los túneles sea el suficiente como para conseguir la humedad de salida deseada. El hecho de realizar una extrusión sobre los fangos permite aumentar la superficie específica de los mismos favoreciendo el intercambio de calor y asimismo facilitando la evaporación de la humedad que contienen. La planta de cogeneración que suministra la energía térmica está constituida por un parque de 6 motogeneradores de 4,17 MWe (modelo WARTSILA 18V28SG). Dicha planta de cogeneración se ubica anexa a la planta de secado y al mismo tiempo produce electricidad para vender a la red. Adicionalmente la planta cuenta con sistemas de tratamiento de aire y gases, mientras que la eliminación de los orgánicos no condensables se realiza en oxidadores térmicos quemando gas natural. El aire del interior de las naves de secado es tratado en un biofiltro.

En la figura 3.22 se puede comprobar el diagrama simplificado del proceso STC incluyendo los principales elementos descritos.

Figura 3.22. Diagrama de proceso simplificado de la planta de secado térmico de fangos EDAR a baja temperatura STC [elaboración propia a partir de datos de STC]



(1)Entrada de fangos deshidratados, (2) salida de fangos secos, (3) Suministro de Gas Natural de la red, (4) Planta de cogeneración (6 x 4,11 MWe motogeneradores), (5) Electricidad a la red, (7) Cambiador de calor, (8) 4 x líneas de secado tipo STC, (9) Oxidador térmico, (10) Biofiltro, (11) Torres de refrigeración, (12) Agua de aporte, (13) Salida de condensados, (14) Sistema de lavado químico de gases, (15) Adición de reactivos, (16) Evacuación de purgas del sistema de lavado químico.

Los datos para la confección del inventario de la planta de secado térmico a baja temperatura han sido aportados directamente por el proveedor de tecnología del proceso materializado en Besós, la compañía STC. Dado que la planta es de reciente construcción no dispone de histórico de datos de su funcionamiento, sin embargo se han tomado como referencia los datos de diseño, que deberían reflejarse como garantizados. Cabe reseñar que no se ha podido acceder a los valores de operación, dada la corta vida de la planta en el momento de realizarse el estudio, y se tomó como base la información aportada por STC. Por otra parte los parámetros asociados a la cogeneración han sido asimismo recabados del fabricante de los motores (6 motogeneradores WARTSILA, tipo 18V28SG de 4,17 MW) y los valores consumo y emisiones responden a valores garantizados de los modelos homologados. Con todo ello se ha confeccionado el inventario si bien cabe reseñar que no se ha podido disponer de información relativa a la constitución material de la planta (bienes capitales), al consumo específico de reactivos del sistema de tratamiento de gases, y al consumo específico de gas natural en el oxidador térmico para eliminación de volátiles no condensables. El correspondiente inventario puede encontrarse en Anexo II, para su consulta.

Proceso Alchimix

El inventario del proceso Alchimix se ha basado principalmente en información propia y de los datos recabados durante el desarrollo de las pruebas experimentales. Los datos de constitución de la planta se toman del proyecto técnico de la instalación, asimismo desarrollado durante la elaboración de la presente tesis. Los datos de consumo de reactivos, básicamente cal y ácido sulfúrico se han tomado de las regulaciones óptimas para el proceso que se han encontrado más convenientes para la obtención de un producto apto para su valorización en cementera durante la prueba industrial. Asimismo los valores de emisiones y vertidos han sido cuantificados durante el

desarrollo de la tesis a través de laboratorios y entidades acreditadas, de modo que los datos han sido aptos para su presentación a la Autoridad (DGQA). El correspondiente inventario se puede consultar el Anexo II.

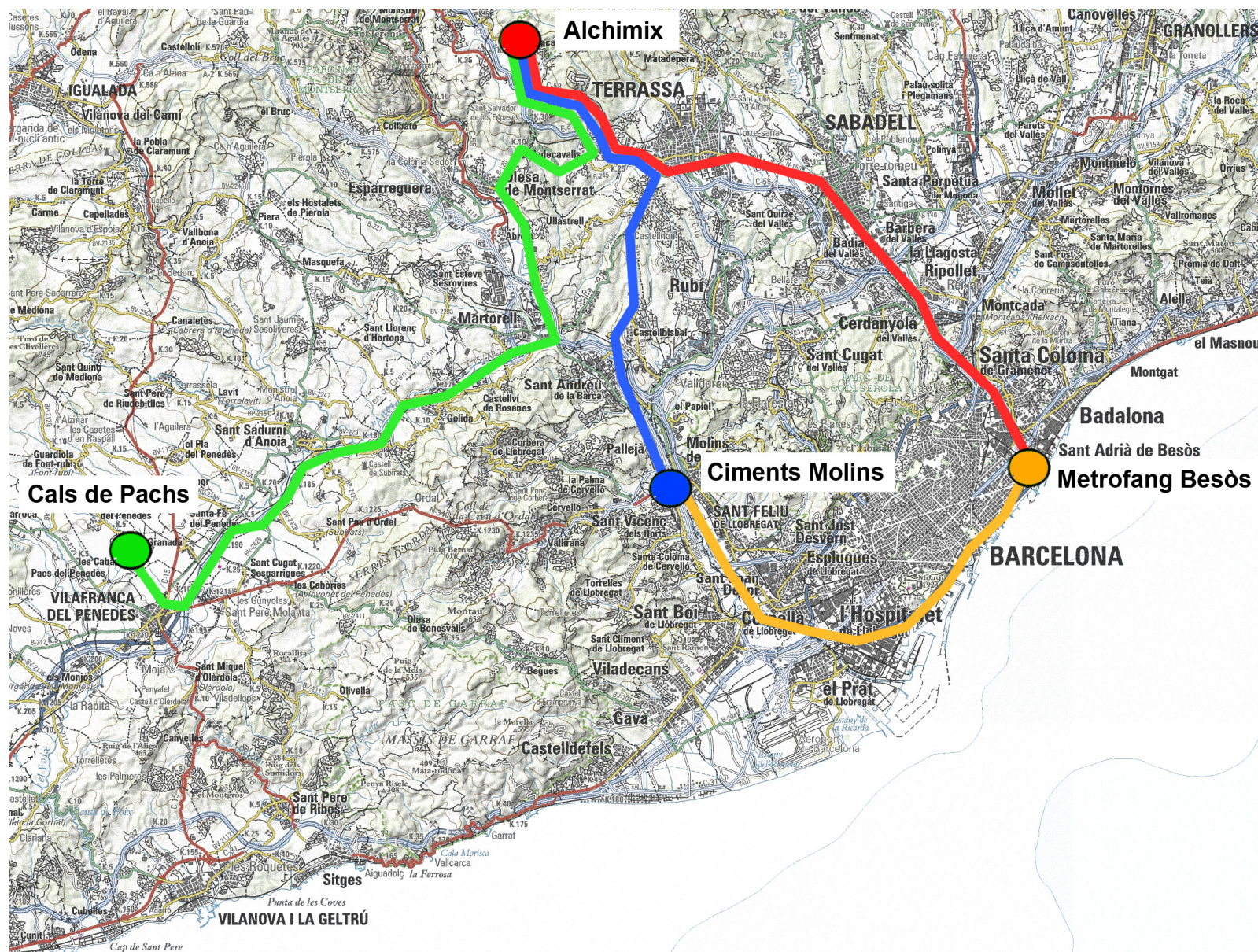
Transporte de reactivos y productos entre plantas

La modelización de los itinerarios típicos entre plantas permite la evaluación de los impactos generados por el trasiego y transporte de los distintos materiales entre las ubicaciones de las distintas plantas. Se han considerado cuatro itinerarios típicos correspondientes a:

- Trasiego de fangos desde Metrofang (Besós) a la planta piloto de Alchimix (Coll Cardús). Recorrido mínimo de 35 km. Camión tipo bañera de 25 toneladas.
- Trasiego de Neutral desde Coll Cardús a la cementera de destino en estudio (Sant Vicenç dels Horts). Recorrido mínimo de 29 km. Camión tipo cisterna de 25 toneladas.
- Trasiego de fangos secos desde Metrofang (Besós) hasta cementera de referencia (Sant Vicenç dels Horts). Recorrido mínimo de 26 km. Camión tipo bañera de 25 toneladas.
- Trasiego de cal desde Pacs del Penedés hasta Coll Cardús. Recorrido mínimo de 49 km. Camión tipo cisterna de 25 toneladas.

Por otra parte cabe reseñar que si bien se han incluido los dos primeros trayectos citados a modo de estudio de la situación actual, una posible implementación del proceso Alchimix a escala industrial permitiría ubicar las plantas de tratamiento bien sea en las propias instalaciones asociadas a las EDAR de implantación, con lo cual se ahorrarían los costes adicionales del trasiego de los fangos. En la figura 3.23 se presenta el esquema representando los trayectos citados. Extraídos del sistema de planificación electrónica de rutas Vía Michelin.

Figura 3.23. Itinerarios de transporte entre plantas considerados en el estudio



3.5.3 Evaluación de la repercusión económica sobre los costes de fabricación del clínker

Tomando como base los resultados en ahorros en materiales y energía deducidos en el Análisis de Ciclo de Vida se ha querido relacionar con el aspecto económico correspondiente a la totalidad del ciclo de vida de las alternativas planteadas. Así se han estudiado las diferencias en los costes de producción de clínker para las tres alternativas, como en el caso del ACV:

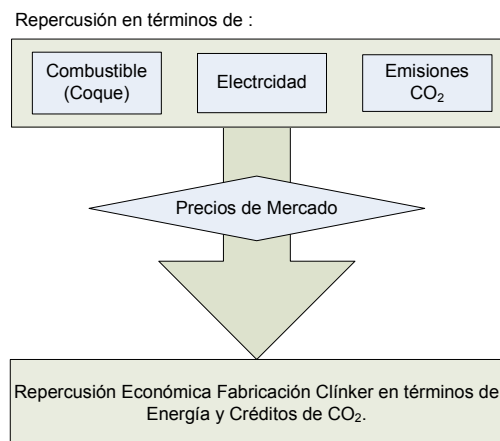
- Se han analizado los escenarios “BASE” (Convencional), “SECADO” (Sustitución energética parcial) y “ALCHIMIX” (Sustitución parcial de materia prima)
- Se han considerado las mismas unidades funcionales: Costes por tonelada de clínker producida o por tonelada de fango fresco tratada.
- Se han considerado los mismos límites de los sistemas

Teniendo presente los ahorros que representan las alternativas de sustitución se puede llegar a concluir un ahorro económico combustible y emisiones. Cabe reseñar que si bien las cementeras disponen de un cupo revisable de derechos de emisión cabe la posibilidad de venta de los créditos de CO₂ excedentes por los ahorros producidos. Por ello las emisiones ahorradas se han valorado al precio de mercado actualizado en el momento de realizar el estudio. El ahorro en energía supone la reducción en combustible fósil, habitualmente coque de petróleo, así como en electricidad. Ambos se han valorado a precio del mercado actual.

Modelización de los escenarios.

Se han tomado como base para la modelización los datos e inventarios realizados durante la elaboración del ciclo de vida. Ello tiene en cuenta aportación de materias primas, energía y emisiones de CO₂ a la atmósfera. En la figura 3.24 se presenta un esquema del procedimiento de cálculo del ahorro considerado. Básicamente, habiéndose considerado la repercusión en unidades físicas de combustible, electricidad y créditos de CO₂ y considerando su precio en el mercado se concluye con su repercusión económica.

Figura 3.24. Esquema de cálculo de los ahorros en energía y CO₂ en la fabricación de clínker



En la evaluación de los escenarios se han considerado tres alternativas distintas: sustitución energética equivalente al 5% al 10% y al 15%, en el horno de clínker para el escenario de secado y sustitución de las cantidades de Neutral introducidas de forma de materia primas que mantengan las equivalencias de fangos frescos utilizados en los dos escenarios para cada una de las alternativas. Ello corresponde respectivamente a la adición de las siguientes cantidades de fango deshidratado: 24,8, 49,6 y 74,4 gramos por kilogramo de clínker y bajo estos escenarios se realiza el estudio. Para ello se han evaluado y actualizado todas las variables del modelo, obteniendo las magnitudes físicas necesarias para la cuantificación económica.

Evaluación económica

Las bases de precio tomadas para la evaluación económica han sido los que se presentan en la tabla 3.20. Se han tenido en cuenta el precio medio de mercado del coque de petróleo de 2010 (1,9 US\$/MBtu), un precio medio para la electricidad basado en la tarifa 6.3 según BOE de 31 de marzo de 2011 y su distribución horaria (13,475 c€/kWh), y el precio de mercado de las emisiones de CO₂ de mayo de 2011 (15 €/tCO₂).

Tabla 3.20. Precios de mercado considerados en el estudio de la repercusión sobre los costes de fabricación de clínker

Energía	Comentarios	Precio
Coque de petróleo	Precio medio mercado 2010 (cambio mayo 2011= 1,45 €/US\$)	1,9 US\$/MBtu
Electricidad	Tarifa 6.3 (≥ 75 kV , ≤145 kV) según BOE 31 de marzo 2011. (Se calculó el precio medio equivalente horario en base a la distribución horaria establecida por RD 1164/2001 de 26 de octubre).	13,475 c€/kWh
Emisiones	Comentarios	Precio
Emisiones CO ₂	Precio medio mercado mayo 2011	15 €/tCO₂

3.6 ANÁLISIS ECONÓMICO DEL PROCESO. COMPARACIÓN CON OTRAS ALTERNATIVAS DE GESTION

3.6.1 Planteamiento general

En base a los datos iniciales de proyecto proporcionados por el desarrollo de la planta piloto, se pretendía realizar un análisis económico del proceso Alchimix y compararlo con la alternativa que actualmente se utiliza de forma más habitual en España, el secado de los mismos utilizando calor producido en un proceso de cogeneración. El desarrollo de esta última alternativa en España ha aprovechado su inclusión en el Régimen Especial de Producción de Electricidad como plantas que contribuyen a la reducción del impacto ambiental, si bien el calor aplicado en las mismas no puede considerarse como “calor útil” es decir que substituya “a calor que debería haberse producido también utilizando combustible”, conceptos definidos en la “Guía Técnica para la medida y determinación del calor útil, de la electricidad y del ahorro de energía primaria de cogeneración de alta eficiencia” [IDAE, 2008]. La inclusión en el Régimen Especial permite unos resultados económicos más favorables al gozar la electricidad

generada en el proceso de cogeneración, de una prima o sobreprecio en su venta a la red de distribución. El Real Decreto 436/2004 que regulaba dicho Régimen Especial, establecía una categoría para las instalaciones de secado de fangos. La modificación legislativa del Régimen Especial realizada a través de RD 661/2007 eliminó dicha categoría para las nuevas instalaciones, de forma acorde con los criterios recogidos en la Guía técnica del IDAE ya citada, permitiendo a las ya autorizadas en el Grupo D.2, mantener transitoriamente por un periodo de 15 años, una tarifa regulada. Esta tarifa regulada es la que se aplicará como referencia en el estudio económico correspondiente a las instalaciones de secado de fangos.

3.6.2 Metodología

En los dos casos analizados, proceso Alchimix y proceso de secado con cogeneración, se consideran los flujos económicos asociados a la construcción y a la explotación de las correspondientes plantas. En base a ellos se calcula, como indicador más adecuado, la tasa interna de retorno (TIR). Otros indicadores como el periodo de retorno, o el valor actualizado neto (VAN), tienen en este caso una menor significación. El primero al no considerar directamente el coste del dinero y el segundo al considerar una disponibilidad ilimitada de este, lo que no es el caso máxime cuando debe preverse una financiación. En consecuencia, en el análisis de viabilidad se evaluará el importe del canon por tratamiento, es decir del coste que debe percibirse por cada tonelada de fango tratado, de forma que su percepción suponga un TIR ligeramente superior al interés fijo supuesto para la financiación externa. Este TIR se ha evaluado en un 7 %, con una prima de riesgo de 150 puntos sobre el interés considerado para la financiación externa: 5,5%.

El tipo de interés considerado para la financiación externa es equivalente al de las Obligaciones del Tesoro de España a 10 años, según la última subasta correspondiente al 20 de Octubre de 2011 [Ministerio de Economía y Hacienda, 2011]. La comparación de ambos costes determinará la viabilidad económica del proceso. Un menor coste conlleva una mayor viabilidad económica. La evaluación se realiza mediante un conjunto de hojas de cálculo que en base a las hipótesis de cálculo adoptadas evalúan para la totalidad de los años del periodo de vida considerado: los ingresos y gastos, flujos de caja, cuenta de pérdidas y ganancias, balance y situación del crédito.

3.6.3 Parámetros del cálculo

Periodo de cálculo. Se ha considerado un periodo de vida de 20 años estimada para la planta. Cabe reseñar que en el caso de tratamiento por secado con cogeneración no puede asegurarse en todo este periodo la percepción de una tarifa regulada, ya que, como se ha señalado el periodo transitorio de percepción es de solamente de 15 años. Sin embargo, a efectos de simplificación y dada la posible proximidad con el precio de mercado se ha considerado su percepción en todo el periodo de vida. Ello conduce a una ligera sobrevaloración económica esta opción alternativa o lo que es lo mismo a calcular un ligeramente inferior coste de tratamiento. En todo caso el efecto es muy ligero y no altera las conclusiones del estudio.

Costes e ingresos considerados. En los dos casos analizados se consideran los flujos económicos asociados a la construcción y a la explotación de la planta: costes de inversión, costes de operación, costes de mantenimiento, costes de administración y varios. Debe reseñarse que en ninguna de las alternativas analizadas se han considerado costes por disposición del producto obtenido. Tanto en el caso de la inertización por el proceso Alchimix, como en el secado de fangos se ha dado crédito a la utilidad del producto. El producto obtenido tendrá una aplicación que evitara los costes de disposición del mismo. En el caso del inertizado de Alchimix se ha valorado su utilización en la industria cementera como aportador de calcio. En el caso del secado se ha valorado su utilización como abono, para la regeneración de terrenos o como combustible en cementeras.

Ingresos. Para los casos tratados se han considerado las siguientes fuentes de ingresos: ingresos derivados de la explotación, canon a percibir por el tratamiento, e ingresos derivados de la venta de electricidad (aplicable exclusivamente al secado con cogeneración). Los ingresos por tratamiento derivan de la percepción de un canon evaluado en euros por tonelada de fango tratada. El importe total percibido en concepto de canon de tratamiento será el producto del canon unitario por la cantidad tratada. Dependerá por ello de las toneladas de fango tratadas realmente. El caso base supone que se alcanzará la capacidad nominal de la planta tipo (Alchimix en un caso y secado térmico en el otro): 30.000 toneladas anuales. Como se ha señalado anteriormente el coste unitario del canon se obtendrá como resultado del cálculo efectuado de la TIR, de forma que su percepción suponga una TIR del 7 %.

Financiación. De acuerdo con la práctica usual en este tipo de proyectos se considera la financiación de la inversión realizada mediante una operación mediante la modalidad de Financiación de Proyectos, en la que los rendimientos generados por el proyecto se utilizan para cancelar progresivamente el crédito concedido para su realización. Las condiciones de esta financiación externa suponen que la inversión será financiada en un 80%, con plazos de financiación del orden de 15 años y que la ratio de cobertura del servicio de la deuda admitida será de 1,2. En consonancia con lo señalado en el punto 3.6.2, el tipo de interés considerado es del 5,5% para la totalidad del período.

Adicionalmente se considera una comisión de apertura del 1,25% y la exigencia de un fondo de reserva del servicio de la deuda equivalente al 50% de su monto anual (Interés más amortización). Se han considerado las condiciones estándar de préstamos a Largo Plazo para inversión en activos del “Convenio de Colaboración Comercial entre CEIM Confederación Empresarial de Madrid–CEOE, Cámara de Comercio de Madrid y Banco Español de Crédito, S.A. Línea de Apoyo Empresarial” incluyendo una mejora en consonancia con lo señalado en las mismas: “Las condiciones económicas recogidas en este Convenio serán susceptibles de mejora en función de la vinculación que el cliente destine a Banesto. La concesión de operaciones será sometida al estudio habitual de riesgos de la entidad” [Banesto, 2011]. En adición a la línea de crédito principal se considera una línea a corto plazo específica para el IVA.

Inflación. Se supuso en el periodo un IPC del 2,5% con un crecimiento de los salarios con esta misma tasa. El crecimiento de los precios de la venta de electricidad en régimen especial y de compra del gas se supuso ligeramente inferior en el periodo, 2%. Sin embargo está sujeto a la amplia variabilidad e incertidumbres que están presidiendo la actual coyuntura económica.

3.6.4 Dimensionamiento de las instalaciones

Para la comparación económica se ha considerado un dimensionamiento homogéneo de las instalaciones tanto para el proceso Alchimix como para el secado de fangos. Se han considerado los valores recogidos en la tabla 3.21.

Tabla 3.21. Datos básicos para el análisis económico.

Dimensionamiento de las alternativas: Capacidad de tratamiento	
Capacidad de tratamiento	30.000 t/a
Sequedad fangos entrada/ salida	32% / 90%

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ANÁLISIS DE LA VIABILIDAD TÉCNICA DEL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN DE FANGOS CON CAL

4.1.1 Evaluación del proceso de estabilización de fangos deshidratados con cal en el reactor de mezcla Alchimix

El análisis de la viabilidad técnica de la estabilización de fangos deshidratados por estabilización con cal utilizando un reactor de mezcla utilizando tecnología Mid-Mix se realizó en la planta Alchimix. El estudio supuso el diseño de una serie de experimentos que requirieron pruebas iniciales que supusieron la definición de cambios en la planta para pasar a etapas de validación del sistema de tratamiento tras los cambios realizados. Las pruebas y ensayos realizados en la planta Alchimix, sus objetivos, incidencias asociadas e hitos de consecución se resumen en la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Calendario e hitos de los principales periodos de pruebas y puesta en marcha de la planta piloto

Periodo	Prueba realizada	Comentarios
Junio - Septiembre 2008	Pruebas iniciales.	-Problemas con el sistema de trasiego de fangos
Abril 2009	-Pruebas de la modificación realizada en el sistema de trasiego de fangos. -Pruebas iniciales de emisiones de gases	-Problemas con el sistema de recirculación -Problemas con el lavador. Comprobación de niveles elevados de emisión.
Septiembre 2009	-Realización de pruebas de comprobación de la planta reformada. -Realización de nuevas pruebas de emisiones.	-Demostración de la viabilidad técnica de la planta. Consecución del funcionamiento a régimen. -Demostración de la validez ambiental de los sistemas de depuración de gases.
Enero -. Febrero 2010	-Realización de prueba industrial con fabricación de clínker por adición de Neutral (en colaboración con Ciments Molins)	-Demostración de la validez tecnológica del Neutral como materia prima alternativa para la producción de cemento.

El objetivo principal de esta parte del estudio era obtener un fango estabilizado, con unas propiedades físico-químicas y de composición que lo hiciera apto para su utilización como sustituto de caliza en el clínker, sin que produjera afectación en la fabricación y la calidad del cemento. Para conseguir dicho objetivo fue necesario establecer otros secundarios, entre ellos los aspectos de estabilización microbiológica y la optimización del proceso de estabilización y la definición de las relación de oxido de calcio/fango deshidratado a utilizar, la relación de recirculación de producto para la recuperación de energía de la corriente de fango estabilizado y de los tiempos de residencia del fango dentro del reactor de mezcla.

Tras las pruebas realizadas durante septiembre de 2009 se consideró que la planta alcanzaba la validez de la propuesta técnica ya que se alcanzó el régimen nominal de tratamiento de la planta durante un periodo de 48 horas de funcionamiento ininterrumpido (6 t/h). Además las medidas de emisiones estaban dentro de los límites que se prevé para la Licencia Ambiental de la planta.

4.1.2 Caracterización físico-química de las corrientes de proceso

Caracterización de los fangos deshidratados y estabilizados con cal (Neutral).

En la evaluación de las características físico-químicas de los fangos se utilizó como referencia los criterios de aceptación de residuos establecidos por el Decret 1/1997 y por el Decret 69/2009 para depósitos de Clase II (municipales) y que se resumen en la tabla 4.2.

Tabla 4.2. Criterios de aceptabilidad de residuos en depósito controlado [D 1/1997]

	CRITERIOS DE ACEPTACIÓN		
	D 1/1997		
	CI*	CII**	CIII***
Perd 105 ^e (%)	65	65	65
Perd 500 - perd 105 (%) sms	5	15 *	15 *
Punt infl (°C)	>55	>55	>55
Subs Lipof Insaponificables (%)	0,5	4	10
As (mg/kg) sms	250	2000	-
Cd (mg/kg) sms	50	1000	-
Cu (mg/kg) sms	6000	6%	-
Cr (mg/kg) sms	3000	5%	-
Hg (mg/kg) sms	25	250	-
Ni (mg/kg) sms	2000	5%	-
Pb (mg/kg) sms	2000	5%	-
Zn (mg/kg) sms	8000	7,50%	-
Ca (%)	-	-	-
N-Kjeldal (%)	-	-	-
Amonio (mg/kg)	-	-	-

CI* Depósito controlado tipo inertes

CII** Depósito controlado residuos no especiales

CIII*** Depósito controlado residuos especiales

La tabla 4.3 presenta los resultados obtenidos de la caracterización química de los fangos deshidratados recibidos en Coll Cardús desde la planta de Metrofang. De la comparación con los valores de referencia (tabla 4.2) sólo dos parámetros superan por exceso los parámetros establecidos para depósitos clase CII (humedad y materia orgánica). De ellos la humedad, el punto de inflamación pueden suponer problemas en el vertedero, ya sea por excesiva generación de lixiviados o bien por inflamación, que puede provocar que la combustión se propague al resto de residuos del depósito controlado. Como se observa en la tabla 4.3, el resto de parámetros se encuentran dentro de los límites establecidos por la normativa.

Tabla 4.3. Resultados de las analíticas sobre los fangos deshidratados (sobre sólido; M significa muestra)]

Parámetro	jun08	oct08		jun09		sep09	Promedio Periodo
	M 1	M 1	M 2	M 1	M 2	M 1	
Perd 105 ^e (%)	84,5	60,6	62,2	70,3	69,6	65,4	65,6 ± 6,9
Perd 500 - perd 105 (%) sms	73,1	67,9	74,1	79,7	76,4	56,9	71,0 ± 6,5
Punt infl (°C)		40	>60	52	>60		53 ± 7,6
Subs Lipof Insaponificables (%)	0,2	0,37	1,09	0,26	1,36	0,57	0,7 ± 0,4
As (mg/kg) sms		2,4	2,5	0,5	0,6		1,5 ± 0,9
Cd (mg/kg) sms		<0,5	<0,5	<13	<13		< 6,8 ± 5,8

Cu (mg/kg) sms		303	304	281	286			293,5 ± 9,4
Cr (mg/kg) sms		113	103	102	115			108,3 ± 5,4
Hg (mg/kg) sms		2,52	1,84	<1	<1			<1,6 ± 0,6
Ni (mg/kg) sms		54	45	42	74			53,8 ± 11,5
Pb (mg/kg) sms		96	67	70	77			77,5 ± 10,4
Zn (mg/kg) sms		796	769	873	1464			975,5 ± 263
Ca (%)	3,84	4,41	3,71					4,1 ± 0,3
N-Kjeldal (%)	3,97	3,37	3,7				3,96	3,7 ± 0,2
Amonio (mg/kg)		2551	3242				1127	2306,8 ± 862,8

Si bien los fangos han sido sometidos a una deshidratación en origen, su contenido en humedad sigue siendo considerable y si fueran depositados en vertedero contribuirían a la generación de lixiviados. El nivel de amonio considerablemente elevado es consecuencia de la naturaleza fecal de los fangos y por la descomposición del nitrógeno contenido en la materia orgánica. Si bien es difícil definir composiciones promedio de los fangos procedentes de plantas de aguas residuales, ya que depende del diseño de la planta, así como de las potenciales mezclas de las diferentes corrientes de fangos de la planta los valores de los parámetros de composición mas importantes como el contenido en materia orgánica o los contenidos de amoniaco se ajustan a los valores publicados en numerosos trabajos [Hart, 1993; Logan, 1995; Sue, 2003; Malliou, 2007]. Los resultados de los componentes minoritarios, especialmente metales y no metales, dependen de la influencia de efluentes con mayor o menor impacto industrial. Los valores promedio medidos en los fangos de la planta de Metrofang, son comparables a los publicados en números estudios en la bibliografía [Lie, 2001; Sue, 2003; Lin, 2005].

La tabla 4.4 resume los resultados de caracterización para las seis muestras de fangos deshidratados de tres campañas de operación de la planta en dos años diferentes. En la misma tabla, se incluye en la última columna un valor promedio y la desviación estándar de las muestras M3 a M8 que corresponden a ensayos de la planta una vez se habían realizado las modificaciones de diseño y operación indicadas en la tabla 4.1.

Tabla 4.4. Resultados de las analíticas sobre el Neutral (sobre sólido; M significa muestra)]

Parámetro	jun-08		oct-08		jun-09		sep-09		Promedio Periodo (M3-M8)
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8	
Perd 105 ^º (%)	32,5	20,8	7,5	11	17,7	12,2	9,8	11,1	11,6 ± 8,2
Perd 500 - perd 105 (%) sms	3,9	1,6	8,9	9,8	0,1	1,3	5,9	4,3	5,1 ± 3,6
Punt infl (°C)	>60		>60	>60	50	59			>57,3 ± 4,4
Subs Lipof Insaponificables (%)	<0,2		0,36	0,4	0,34	0,3	0,2	0,27	0,31 ± 0,08
As (mg/kg) sms	1,1		3,7	3,4	1,8	1,6			2,6 ± 1,2
Cd (mg/kg) sms	<5		<0,5	<0,5	<13	<13			<6,8 ± 6,3
Cu (mg/kg) sms	70		78	83	65	80			76,5 ± 7,5
Cr (mg/kg) sms	33		36	36	50	57			44,8 ± 1 0,5
Hg (mg/kg) sms	<1		<1	<1	<1	<1			<1 ± 0,1
Ni (mg/kg) sms	56		25	22	38	27			28,0 ± 13,9
Pb (mg/kg) sms	<10		<10	<10	66	67			32 ± 15
Zn (mg/kg) sms	144		241	231	321	288			270 ± 67
Ca (%)	3,8		39,5	37,7					38,6 ± 20,1

N-Kjeldal (%)	0,31	0,22	0,61	0,66			0,25	0,23	0,5 ± 0,2
Amonio (mg/kg)	157	119	1009	360			200	413	495 ± 133

De la comparación de los valores de la tabla 4.4 (fango estabilizado) con los de la tabla 4.2 (criterios de aceptación en depósitos controlados) se comprueba que básicamente el producto sería apto para su disposición en vertederos de clase II, con las salvedades que se describen a continuación. En el Neutral se observa un punto de inflamación por debajo de 55°C y nivel de carbono orgánico total (en forma de pérdidas 500 - pérdidas 105 (%) sms) elevado que se justifica por el remanente de materia orgánica y volátiles procedentes de los fangos en el inertizado. El nivel de amonio es elevado en las muestras analizadas a pesar de que un elevado porcentaje del amonio presente es eliminado en los gases del reactor en forma de amoniaco. El elevado valor del pH, próximo a 12, es consecuencia de la presencia de hidróxido de calcio formado en la etapa de estabilización y también del óxido de calcio no consumido durante el proceso de estabilización. Así mismo la muestra presentaba un elevado valor conductividad iónica y elevadas concentraciones de cloruros con respecto a la normativa de deposición en depósito de clase II, se justifica por el contenido salino del material que puede proceder de los propios fangos. Si bien, los estudios publicados en la estabilización de fangos sin deshidratar con contenidos en agua entre 95-98% de agua son muy numerosos [Allievi, 1994; Fang, 2000; Wong, 2000], son reducidos los estudios de estabilización con cal de fangos deshidratados con contenidos de agua entre 65-70% [Malliou, 2007; North, 2003; North, 2008a,b Mendez, 2002; Wong 2006]. Los valores de contenido en calcio, de las muestras obtenidas tras estabilización con cal con una relación del 20% respecto a la masa de fango proporcionaban contenidos entre 30-35%, en ensayos de laboratorio, eran parecidos a los medidos en las muestras M3 y M4.

Se calcularon los índices de capacidad de los procesos de generación de fangos y de producción de Neutral en base a las composiciones procedentes de analíticas presentadas en las tablas 4.3-4.4, que describen la variabilidad o la constancia de un proceso productivo. En base a la metodología 6 sigma, la cual es de amplia aplicación en la industria para cuantificar la capacidad de los medios de producción para obtener productos de una calidad constante considerando que la variabilidad de los parámetros se ajusta a una distribución normal. El índice de capacidad (C_p), como describe la ecuación 4.1, es una relación entre los límites superior (LST) e inferior (LIT) del intervalo de tolerancia en relación a un múltiplo de la desviación estándar (σ), en este caso 6. Un proceso es considerado capaz (de producción homogénea) cuando el C_p es igual o mayor a 1; y no capaz cuando el C_p es inferior a este valor.

$$C_p = \frac{LST - LIT}{6\sigma} \quad \text{Ec. 4.1}$$

El resultado del cálculo de dicho índice de capacidad sobre los parámetros de composición de los fangos y neutral resulta en valores idénticos para todos los parámetros en ambos productos ($C_p = 0,27$). De lo cual se deduce que según la aplicación de la dicha metodología los procesos son calificados de no capaces, es decir que los parámetros analizados presentan una alta variabilidad. Es remarcable

que la aplicación de 6 sigma es de aplicación en procesos industriales con elevados criterios de calidad, muy exigentes en cuanto precisión por cuanto críticas puedan considerarse las magnitudes. En el caso de la generación de fangos EDAR, la composición de los mismos puede verse afectada por factores estacionales o de otro tipo, ajenos al propio proceso de producción, ya que depende en gran medida de la calidad y composición de las aguas residuales de que proceden.

La valoración de los procesos estudiados y su calificación como capaces se obtiene de reducir el índice de exigencia de la calidad y considerar un múltiplo inferior de sigma en el cálculo del Cp, que en este caso se ha calculado debe ser de 1. El hecho de obtener idénticos índices Cp en todos los parámetros de composición de fangos y Neutral indica que el proceso Alchimix no introduce variabilidad adicional sobre la calidad del producto, concluyéndose que las diferencias observadas en los valores de los parámetros de composición del Neutral se deben exclusivamente a una diferente composición de los fangos tratados. Por tanto se concluye que la planta piloto trabaja a un régimen estable adaptándose la composición de los fangos.

Caracterización de las purgas del lavador de gases

La eficiencia del sistema de tratamiento y de las emisiones del reactor Alchimix se evaluó mediante el análisis y la caracterización de la corriente de purga del lavador de gases, se controlaron parámetros como, el caudal del lavador, la humedad, la materia orgánica, el amonio y los sulfatos. Los resultados se presentan en la tabla 4.5 y se puede observar valores de amonio del orden de 4 g/l y de sulfatos de 17 g/l.

Tabla 4.5. Composición de la purga del lavador

Parámetro	Resultado
Humedad	97,7±2,3 %
Materia Orgánica	95,6±2,6 % sms
Nitrógeno amoniacal	4.199±325 mg/l
Amonio	5.400±132 mg/l
Sulfatos	17.175±435 mg/l

En el único trabajo publicado sobre un planta piloto de estabilización de fangos con oxido de calcio (North, 2008b), no se reportan datos de emisiones de amoniaco ni del sistema de tratamiento de los gases generados en la planta por lo que no se dispone de datos publicados para poder comparar los resultados obtenidos en este estudio. Los resultados publicados por estos mismos autores (North, 2008a), de liberación de amoniaco, en los ensayos batch realizados, hacen difícil poder realizar una comparación ya que la configuración, los tiempos de residencia y el protocolo experimental eran totalmente diferentes.

Caracterización de las emisiones del reactor Alchimix

Los análisis de las muestras de gas del lavador de gases inicial, con relleno en base a anillos Pall, mostraron niveles de amoniaco de hasta 400 mg/Nm³. En las tablas 4.6 y 4.7 se presentan los resultados de los análisis realizados sobre la corriente de gases de las pruebas realizadas durante 2009. Los valores corresponden a los promedios realizados sobre el tiempo total de los muestreos.

Tabla 4.6. Resultado de las condiciones básicas de emisión en la prueba preliminar de emisión de gases

Parámetros	Valor promedio
Caudal	16.741 Nm ³ /h
Velocidad	16,4 m/s
Humedad	11,2%
Temperatura seca	51,2 °C
Isocinetismo	112%

Tabla 4.7. Resultados de los análisis realizados en la prueba preliminar de contaminantes emitidos a la atmósfera

Contaminante	Valores promedio	
	Nivel de Emisión	Emisión Másica
Partículas sólidas totales (PST)	<1,7 mg/Nm ³	0,02 kg/h
Amoníaco (NH ₃)	436 mg/Nm ³	7,3 kg/h
	649 mg/Nm ³	10 kg/h
Nitrógeno Amoniacal	360 mg/Nm ³	6 kg/h
	535 mg/Nm ³	8,9 kg/h
COV (Promedios horarios de 11:00 a 17:20 h)	13,2 mg/Nm ³	0,2 kg/h
	92,3 mg/Nm ³	1,5 kg/h
	22,1 mg/Nm ³	0,3 kg/h
	4,9 mg/Nm ³	0,1 kg/h
	92,6 mg/Nm ³	1,5 kg/h
	119,7 mg/Nm ³	2 kg/h
	117,8 mg/Nm ³	1,9 kg/h
Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	0,01 mg/Nm ³	0,1 g/h
Mercurio (Hg)	< 0,0001 mg/Nm ³	---
Cadmio (Cd)	< 0,007 mg/Nm ³	---
Ácido Clorhídrico (HCl)	< 3,5 mg/Nm ³	59 g/h
Ácido Fluorhídrico (HF)	< 0,008 mg/Nm ³	0,1 g/h
Óxidos de nitrógeno (NO _x como NO ₂)	27,7 mg/Nm ³	0,4 kg/h

Las modificaciones iniciales del sistema de tratamiento, con la incorporación de una nueva torre de lavado con un nuevo relleno previeron valores de amoniaco 4.000 mg/Nm³ en la entrada y una concentración medida de salida a la atmósfera de alrededor de 200 mg/Nm³ tal como describe la tabla 4.8. Se observa también una disminución en la temperatura de los gases entre la entrada y la salida de la torre de lavado, así como una reducción de la velocidad debido a la pérdida de carga en la misma. Un segundo ajuste del sistema, con la incorporación de 10 m³ de relleno adicional a los 20 m³ de relleno inicial; permito el aumento de la capacidad de

recirculación (de 20 a 60 m³/h), el aumento de la capacidad de dosificación de sulfúrico (22 a 150 l/h) y la regulación del pH mediante la bomba de dosificación (de 7 a 2,5). En la tabla 4.8 se presentan los resultados previos a la realización de las medidas de mejora y que sirvieron para la evaluación previa y obtención de los datos de diseño que corresponden a los promedios realizados sobre los tiempos de muestreo. Se observa que en todos los casos la temperatura de entrada al lavador ronda los 60°C, con humedades del casi 20%, mientras que a la salida, la temperatura es de unos 50°C, con un porcentaje en humedad oscila en torno al 15% en volumen. Ello indica que en el lavador se produce una condensación de parte de la humedad por saturación del vapor en el aire seco. La velocidad de los gases oscila entre 19 m/s en el conducto de entrada del lavador 15 m/s en la tubería de evacuación a la atmósfera. Si bien la concentración de amoníaco a la entrada de la unidad de lavado corresponde a unos 3.500 mg/Nm³, a la salida se detectaban 200 mg/Nm³ que supone un rendimiento de eliminación superior al 90%.

Tabla 4.8. Resultados de las pruebas de optimización del sistema de lavado de amoníaco

Prueba [Hora]	nº 1. [12:21 – 12:56 h]		nº 2. [13:07 – 13:42 h]		nº 3. [13:52 – 14:27 h]		nº 4. [14:34 – 15:09 h]	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Temperatura (°C)	60,2	50,3	58,6	51,2	62,4	52,0	65,7	50,1
Humedad(% vol., gas húmedo)	18,20	10,52	18,20	10,52	18,20	10,52	18,20	10,52
Velocidad (m/s)	19,5	14,9	18,9	15,8	18,3	14,6	18,3	14,6
Caudal								
m ³ /h, a condiciones del conducto	19.849	15.166	19.238	16.082	18.627	14.861	18.627	14.861
Nm ³ /h, gas húmedo	18.306	13.988	17.743	14.833	17.180	13.706	17.180	13.706
Nm ³ /h, gas seco	16.256	12.421	15.756	13.172	15.256	12.171	15.256	12.171
Concentración NH₃ (mg/Nm³)	3.923	218	3.805	243	3.462,5	183	3.544	256
Caudal másico (kg/h)	63,8	2,7	60,0	3,2	52,8	2,2	54,1	3,1
Rendimiento Lavador (%)	94,4%		93,6%		94,7%		92,8%	

La caracterización completa de las emisiones en las condiciones óptimas se llevaron a cabo por una entidad acreditada por la Administración con objeto de obtener los valores exigidos por la Resolución de la DGQA que autorizaba la puesta en marcha de la planta piloto para la realización de las pruebas y los resultados obtenidos durante un periodo de 20 días de operación se presentan en la tabla 4.9. Es importante recalcar que los resultados obtenidos durante estos ensayos se utilizaron con posterioridad en la modelización a través de AERMOD para la evaluación de las concentraciones de inmisión. En primer lugar, destacar que se detectó cierta irregularidad en el caudal de salida de gases sobre un valor de consigna 20.000 m³/h. La concentración de NH₃ con valores próximos a 23±3 mg/Nm³ fue inferior a los valores medidos en los primeros diseños de 30 mg/Nm³. Estos valores de emisión suponen rendimientos de eliminación de NH₃ superiores 94%. Por su parte, la concentración de partículas fue de 1,95

mg/Nm³. El nivel de concentración de gases de combustión (SO₂ y NO_x) fue inferior a los límites de detección de los analizadores, mientras que el nivel de CO se estableció en 86 ppm. La concentración de gases ácidos fue 0,95 mg/Nm³, en el caso del HF, mientras que el resultado para el H₂S y HCl fueron inferiores al límite de detección de los analizadores. En el caso de los COVs, la concentración medida fue de 1,5 mg/Nm³, apreciable desde el punto de vista que en el proceso se trabaja con biomasa. Las medidas de metales volátiles (Cd y Hg) y mercaptanos fueron inferiores al límite de detección.

Los bajos valores de compuestos ácidos, especialmente sulfuro de hidrógeno así como de compuestos orgánicos en base a forma reducidas de azufre, como pueden ser mercaptanos, dieron muy bajos valores y concuerdan los resultados publicados en ensayos de estabilización de fangos con cal de North et al [North, 2008a] en ensayos batch y en un ensayo en una planta piloto [North, 2008b]. En ambos casos los valores correspondían a las emisiones directas desde el fango estabilizado se situaron a valores por debajo de 20 mg/m³.

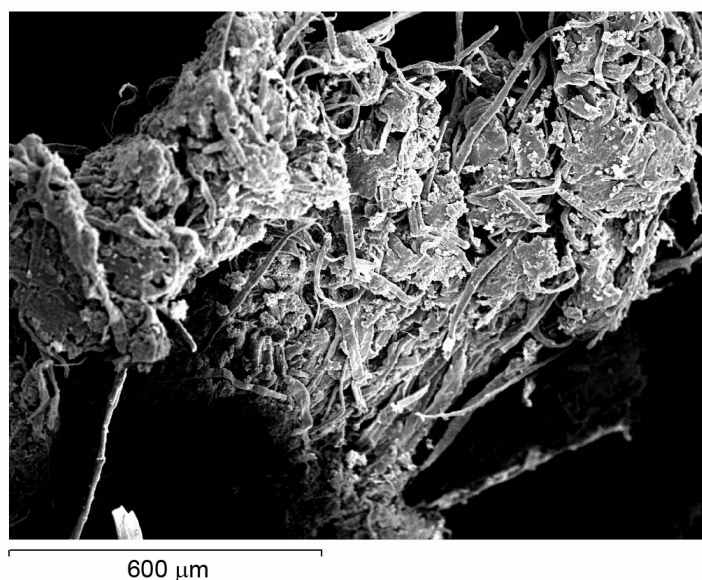
Tabla 4.9. Realización de medidas oficiales de contaminación en los gases emitidos

Contaminante:	NH3	PST y SO2	COVs	H2S	Mercaptanos	Cd y Hg	HCl y HF	CO y NOx
Valores medidos (promedio)								
Fecha:	28/09/2009	12/09/2009	12/09/2009	13/09/2009	25/09/2009	09/09/2009	09/09/2009	12/09/2009
Hora	11:00 – 15:00	14:45 – 18:30	13:24 – 16:24	12:20 – 13:30	13:50 – 16:30	12:05 – 14:25	15:00 – 17:20	13:00 – 16:00
Temperatura del gas (°C)	53,1	60,45	55,7	52	53	59,18	60,23	54
Humedad (% vol.)	14	16	15	15	14	16	16	16
Velocidad gas (m/s)	9,6	23,69	22,35	15,26	19,57	29,46	20,86	28,70
Caudal gas C.C. (m ³ /h)	11.350	32.798	26.868	18.138	23.130	40.801	28.886	34.622
Caudal gas C.N. base húmeda (Nm ³ /h)	9.502	25.556	22.315	15.236	19.370	32.052	22.538	28.905
Caudal gas C.N. base seca (Nm ³ /h)	8.334,9	23.000,25	19.404,6	13.248,9	16.990,9	25.641,5	18.030,4	24.917,8
Volumen aspirado	0,17	0,89		0,023	0,048	1,24	0,88	
Concentración (mg/Nm ³)	23 (NH ₃)	1,95 (PST); < 0,88 (SO ₂)	1,47 (COV's)	< 0,36	< 0,11 (Etil Mercaptano) < 0,11 (Metil Mercaptano) < 0,11 (n-Butil Mercaptano)	< 0,13 (Cd); < 4,38 (Hg)	< 0,05 (HCl) 0,95 (HF)	20,95 (O ₂); 0,01 (CO ₂)
Concentración (ppm)								< 13,08 (NO _x); 86 (CO)
Isocinetismo (%)		98				99	99	

4.1.3 Caracterización morfológica y físico-química de los fangos estabilizados con cal.

El proceso de estabilización de los fangos hidratados supone una reducción del contenido de agua, la incorporación de un porcentaje importante de hidróxido de calcio a la fase fango y la reducción de una fracción importante de la materia orgánica asociada a la biomasa, por la combinación de procesos de oxidación aerobia mientras existe actividad microbiológica en los primeros minutos del tratamiento y por la hidrólisis química de parte de esta biomasa debido a la elevada basicidad de la mezcla obtenida. Estas modificaciones se tradujeron en un cambio de la morfología. La figura 4.1 muestra la morfología del fango deshidratado a su entrada en el reactor Alchimix con una presencia de materia fibrosa típica de la biomasa sobre áreas con masa más compacta asociada a la fracción más inorgánica (silicatos o coagulante utilizado en la sedimentación y deshidratación del fango).

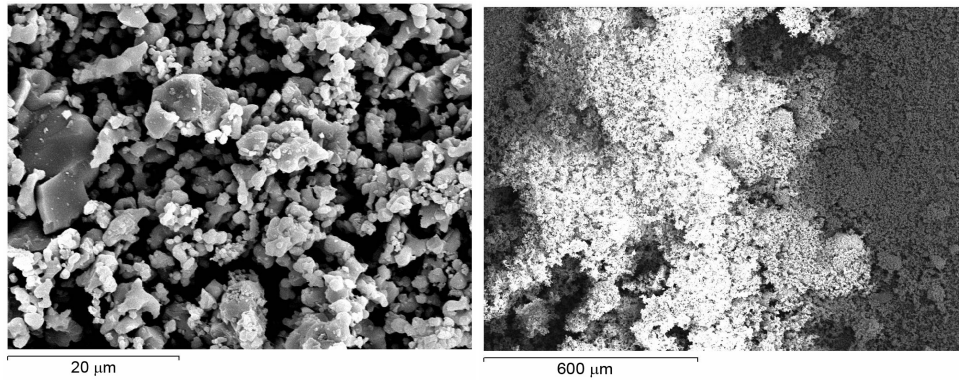
Figura 4.1. Microscopía electrónica (SEM) de fangos EDAR de la planta de Metrofang Besòs deshidratados



El análisis por EDAX indicó la presencia mayoritaria de carbono y oxígeno del material más fibroso y presencia de calcio, silicio y hierro en menor proporción y que se puede asociar a arcillas o a coagulante (FeCl_3) en el material más compacto.

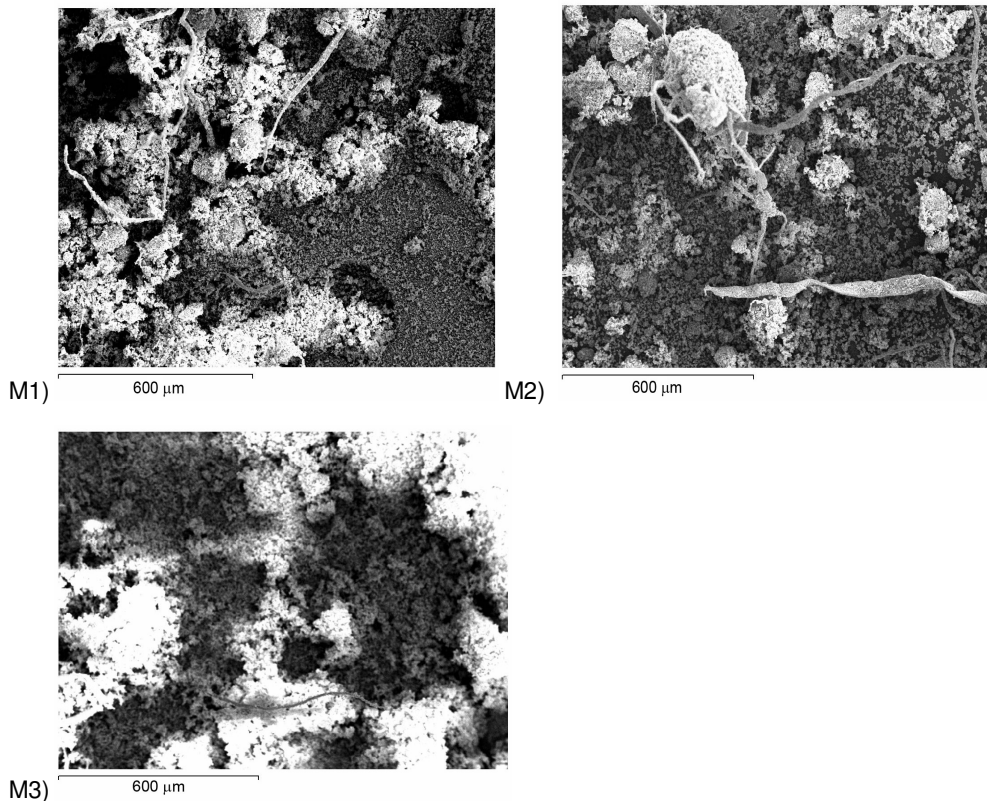
La morfología del óxido de calcio micronizado (90 micras) utilizado como agente de inertización (Figura 4.2) muestra una textura heterogénea con dos tamaños de partícula bien diferenciados. Partículas de menor tamaño mostraron por EDAX la presencia de Ca y O como componentes principales. Las de mayor tamaño presentaban una morfología típica de carbonato de calcio y su análisis indicó la presencia de Ca, O y C. La formación de carbonato de calcio tiene lugar por la carbonatación del óxido o del hidróxido de calcio con el dióxido de carbono ambiental.

Figura 4.2. Microscopía electrónica (SEM) del óxido de cal (CaO) utilizado en la planta piloto



En la Figura 4.3, se presentan las imágenes de tres muestras del fango estabilizado procedente del reactor Alchimix y que corresponden a una muestra estabilizada con un 20% de su peso en CaO (Muestra M1) tomada en la salida de la cola de reactor de mezcla y una segunda muestra de la salida de la unidad de maduración (M2) y finalmente una muestra estabilizada con una fracción del 30% en peso de CaO y con una recirculación equivalente al 30% (M3) también extraídas de la cola del reactor de mezcla. Todas ellas muestran que el resultado de la inertización presentaba un fondo de material particulado envolviendo a fibras de materia orgánica restantes. El análisis por EDAX identificó la presencia de carbono, oxígeno y calcio que estaban asociados a la materia orgánica no oxidada, al calcio no reaccionado, al hidróxido de calcio y al carbonato de calcio formados.

Figura 4.3. Microscopía electrónica (SEM) de una muestra de Neutral al 20% de adición de CaO (M1) a la salida del reactor de mezcla, a la salida del reactor de maduración (M2) y a la salida de reactor de mezcla para un ensayo de estabilización con un 30% de CaO.

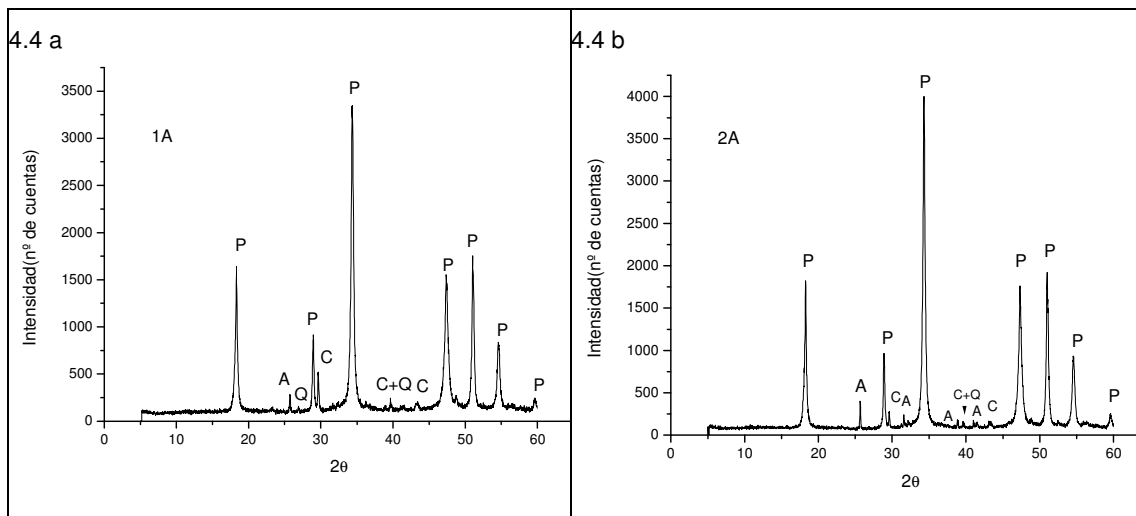


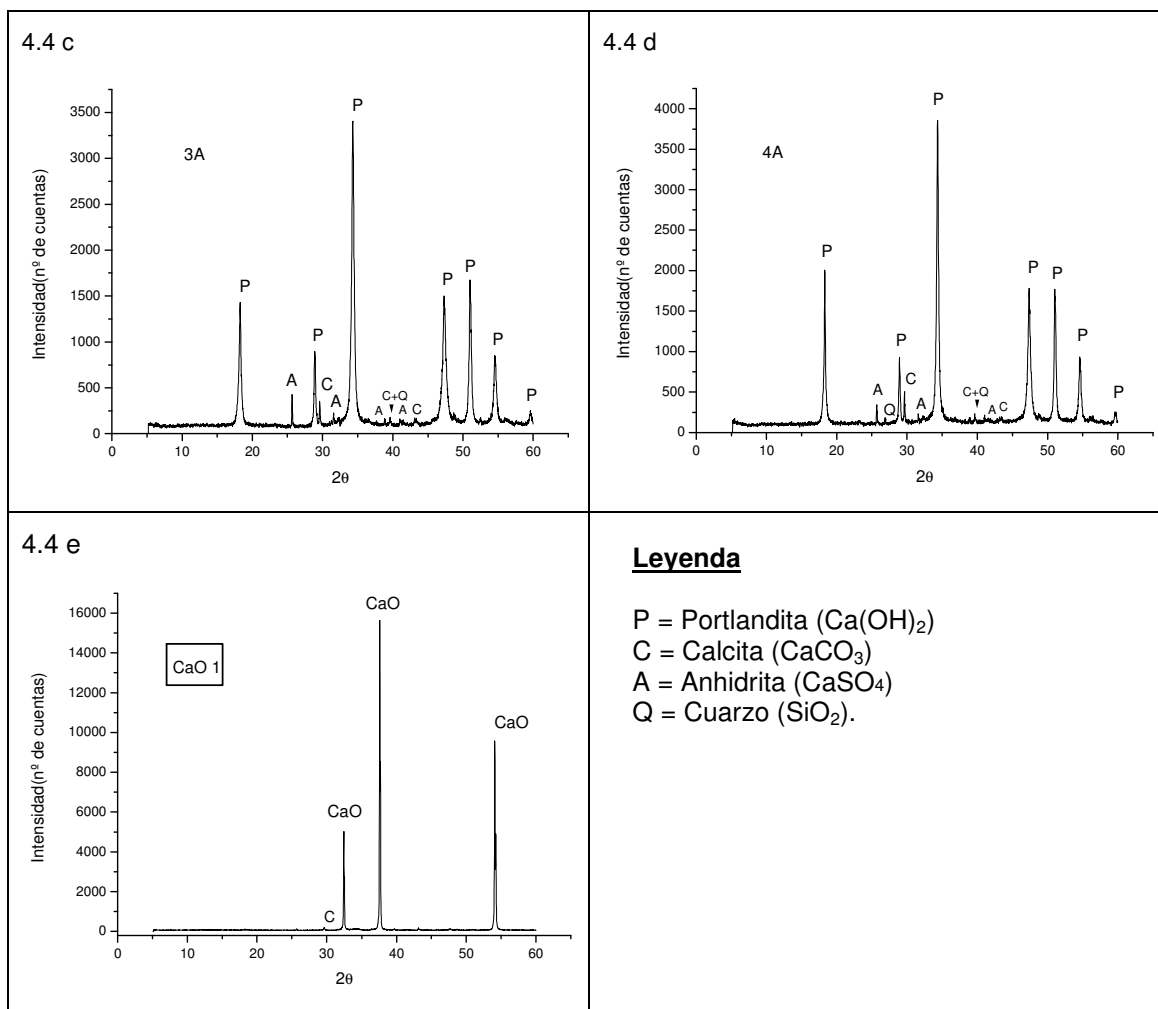
En el caso de inertizado obtenido con una mayor dosificación de cal (CaO 30% y 30 % reciclado), muestra M3, se puede observar una disminución en la cantidad de fibras y biomasa en la matriz del producto. Ello es una indicación de que con el aporte de una mayor cantidad de óxido de calcio se consigue una mezcla con mayor contenido en hidróxido de calcio, así como una mayor energía derivada de la reacción de hidrólisis en el reactor favoreciendo la degradación de la materia orgánica. El análisis por EDAX reveló la presencia de magnesio y silicio, que se asociaban a la presencia de aluminosilicatos. No se encontraron muchos estudios de caracterización morfológica de fangos deshidratados estabilizados con óxido de calcio, pero el estudio realizado por Hsiau et al [Hsiau, 1997] en la estabilización de fangos de aguas residuales con diferentes agentes alcalinos o en estudio de North et al [North, 2008] con fangos de origen industrial mostraron una morfología similar.

Caracterización química del fango estabilizado (Neutral)

A la largo del ensayo de estabilización se tomaron diferentes muestras de diferentes etapas del ensayo que se consideraron como representativas del proceso bajo condiciones estacionarias (1A, 2A, 3A) y una muestra que se obtuvo en un ensayo en el que el contenido de agua en los fangos frescos recibidos desde la planta de deshidratación tenía un contenido en humedad superior a los valores promedio (4A). Estas muestras se analizaron y compararon con una muestra de óxido de calcio (CaO-1). La Figura 4.4 muestra respectivamente los espectros DRX de producto neutral (1A, 2A, 3A, 4A) y donde no se observan diferencias significativas; las fases cristalinas identificadas en los difractogramas son: portlandita (Ca(OH)_2) mayoritaria, y calcita (CaCO_3), en una menor proporción, se detectó anhidrita (CaSO_4) y cuarzo (SiO_2). El difractograma de la muestra CaO-1 presenta reflexiones de gran intensidad debidas al CaO y reflexiones de pequeña intensidad asignadas a la calcita (CaCO_3) consecuencia de la carbonatación de la cal con el $\text{CO}_{2(g)}$ atmosférico.

Figura 4.4 Difractogramas de las muestras producto 1 A (4.4a); 2 A (4.4 b), 3 A (4.4 c), 4 A (4.4 d), CaO-1 (4.4 e)





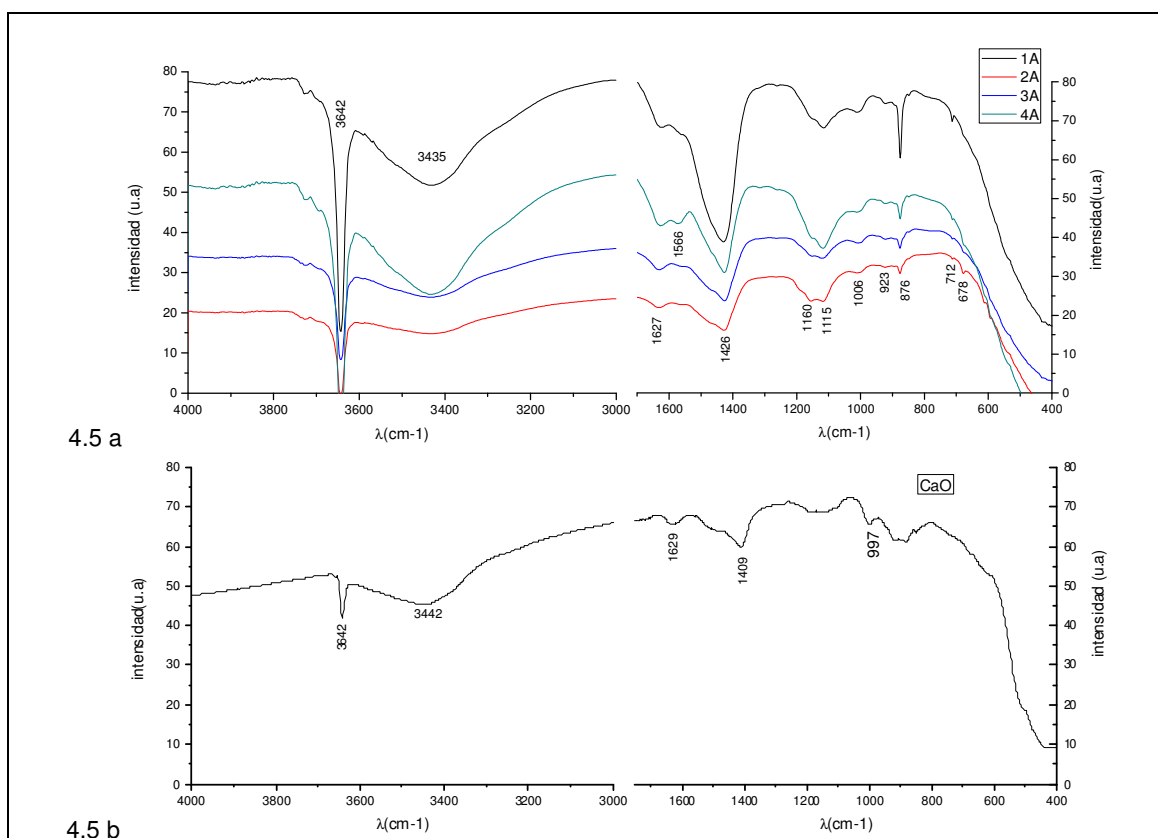
En general los resultados obtenidos coinciden con diferentes estudios dedicados a la caracterización por DRX de fangos de aguas residuales domesticas e industriales procedentes de procesos de degradación anaerobia de materia orgánica que habían sido estabilizada con óxido de calcio [O. Malliou, 2007; Hsiau, 2005, Wong, 2006]. Las principales fases identificadas fueron en general portlandita formada en la etapa de hidratación del óxido de calcio típicamente en forma de periclusa, periclusa no hidratada, calcita formada por carbonatación de la periclusa con dióxido de carbono, y en menor proporción y dependiendo del tipo de fango, presencias de anhidrita, o de cuarzo, presente en pequeñas concentraciones en los fangos, especialmente en aquellas plantas de tratamiento en los que los fangos del sedimentador primario se mezclan con los del secundario.

El análisis de los espectros FTIR de las muestras de Neutral (Figura 4.5 a) indica la presencia de bandas de absorción en la zona de $3.000\text{-}4.000\text{ cm}^{-1}$ debidas a vibraciones de tensión de enlaces O-H. La banda aguda a 3.642 cm^{-1} es debida a vibraciones ν_1 O-H de los grupos hidroxilos de la portlandita, y la más ancha a 3435 cm^{-1} a las correspondientes enlaces O-H en la molécula de agua. La vibración de deformación H-O-H del agua aparece a 1.627 cm^{-1} . La bandas a $1.426, 876$ y 712 cm^{-1} se asignan a bandas de tensión de los enlaces C-O, C-O-Ca de la calcita. En la zona de vibración de tensión de enlaces Si-O de silicatos o Si-O-Al de silicoaluminatos aparecen dos bandas cerca de 1006 y 923 cm^{-1} , de momento sin asignar. Las bandas

de 1.115 y 678 cm^{-1} se asignan a vibraciones de tensión ν_3 de los enlaces S-O y de deformación O-S-O de la anhidrita.

El espectro FTIR del CaO utilizado en la estabilización de los fangos deshidratados para producir Neutral, Figura 4.5 b, presenta bandas de absorción de baja intensidad en la zona de 3000-4000 cm^{-1} debidas a vibraciones de tensión de enlaces O-H. La banda aguda y poco intensa a 3642 cm^{-1} es debida a vibraciones ν_1 O-H de los grupos hidroxilos de la portlandita, y la ancha de 3435 cm^{-1} a las mismas vibraciones de los enlaces O-H en la molécula de agua. La vibración de deformación H-O-H del agua aparece a 1629 cm^{-1} . Hacia 1409 cm^{-1} aparece la banda de tensión ν_3 de los enlaces C-O de la calcita que indican su carbonatación con el $\text{CO}_{2(g)}$ atmosférico.

Figura 4.5 Espectro FTIR de las muestras producto 1 A; 2 A, 3 A, 4 A (4.5 a) y CaO (4.5 b).



En la Tabla 4.10 se muestran los resultados de análisis químico de las muestras de fangos estabilizados (1A - 4A) y en la tabla 4.11 se muestran las pérdidas por calcinación a 100 °C, 550 °C y 1000 °C.

Tabla 4.10 Análisis Químico de las 4 muestras de fango estabilizado con cal (Neutral) 1A-4A.

Análisis Químico	Neutral - Muestras			
	1A	2A	3A	4A
P.F. (%)	31,66	30,33	34,69	44,52
SiO ₂ (%)	1,32	1,47	1,69	1,34
Al ₂ O ₃ (%)	0,00	0,00	0,00	0,00
Fe ₂ O ₃ (%)	0,89	0,84	0,98	0,68
CaO (%)	63,01	63,41	57,32	50,82
MgO (%)	1,02	1,00	1,00	0,85
Sulfatos (SO ₃) (%)	1,30	2,00	1,88	1,40

Como se puede apreciar el componente mayoritario de la muestra es el Ca, expresado en forma de CaO, y representando la portlandita obtenida por hidratación del óxido de calcio, óxido de calcio no hidratado o del calcio presente en forma de calcita. El segundo componente más importante y representado por la pérdida al fuego (P.F.) que representa el contenido en materia orgánica no oxidada y la humedad y que representa entre el 30 y el 45% dependiendo de la muestra analizada. Se puede observar que la muestra 4A presentaba un mayor contenido en agua lo que le proporcionaba un valor de pérdida al fuego del 44% frente a los valores próximos al $32\pm 2\%$ de las muestras 1A, 2A y 3A.

Tabla 4.11 Resultados de las pérdidas de peso de las de fango estabilizado a distintas temperaturas.

Muestras	100 °C (24h)	100-550 °C (1h)	550-1000 °C (1h)
Neutral 1A (%)	-4,19	-13,61	-15,58
Neutral 2A (%)	-3,11	-14,21	-12,33
Neutral 3A (%)	-4,76	-19,23	-10,08
Neutral 4A (%)	-20,31	-15,62	-6,32
CaO 1 (%)	+2,13	-1,78	-1,96

Las pérdidas de peso de las muestras de producto neutral a 100 °C se podrían interpretar como debidas a agua de humedad; las muestras 1A, 2A, 3A reportan pérdidas similares entre el 3 y el 4% y la muestra 4A presenta unas pérdidas del 20% consecuencia del mayor contenido de agua en los fangos deshidratados utilizados para su preparación. Las diferencias de comportamiento de esta muestra son debidas a un problema en la toma de muestra y no a una posible inestabilidad del proceso de estabilización con cal durante el ensayo.

En el rango de 100 a 550 °C la pérdida en peso se debe a la combustión de materia orgánica y al agua procedente de la descomposición térmica de la portlandita ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) a periclase (CaO). Las pérdidas de peso de las muestras de neutral en el rango de 550 a 1000 °C, se pueden asociar con el CO_2 de los carbonatos que pierde la muestra y están entre un 10-16% para las muestras de fango estabilizado 1A, 2A, 3A y del 6% para la muestras 4A.

En el proceso de análisis de las muestras, se observó que al secar el CaO a 100 °C la muestra gana peso debido a su carbonatación con el CO_2 ambiental en la estufa. Dado este comportamiento del óxido de calcio cabe suponer que las cuatro muestras de lodo estabilizado en las que todavía existe hidróxido de calcio o restos de óxido de calcio no reaccionado pueden igualmente experimentar carbonatación. A fin de evitar la mencionada carbonatación en el proceso de secado se determinaron las pérdidas por calcinación a 550 °C y 1000 °C, partiendo de muestras de producto Neutral sin secar a 100 °C, considerando las pérdidas entre ambas temperaturas el porcentaje de CO_2 procedente de la descomposición térmica de la calcita de las muestras.

El análisis de las muestras de fango estabilizado 1A-4A y de CaO una vez habían sido calcinadas a 1000 °C durante 1 hora permitió determinar qué porcentaje del total de % CaO, era debido a la portlandita-periclase y cuanto era debido a calcita; los valores son recogidos en la tabla 4.12.

Tabla 4.12. Pérdida al fuego contenido en CaO y CO₂ de las muestras de Neutral (1 A-4 A) y de CaO.

Muestras	PF (1000°C) (1h)	%CaO sobre calcinado	%CaO sobre original	%CO ₂ sobre original
Neutral 1A (%)	31,66	89,08	60,88	10,53
Neutral 2A (%)	30,33	88,80	61,87	8,44
Neutral 3A (%)	34,69	85,80	56,03	9,92
Neutral 4A (%)	44,52	85,60	47,49	12,14
CaO-1 (%)	2,04	91,70	89,83	1,88

A partir de los resultados de la Tabla 4.12 se determinó el contenido en calcita y portlandita de los productos obtenidos en la etapa de estabilización (Tabla 4.13). Las muestras de Neutral contienen entre el 19 y el 27% en peso de calcita y entre el 42 y el 67% en peso de Portlandita. El resto a 100 °C se considera básicamente su contenido en humedad y materia orgánica.

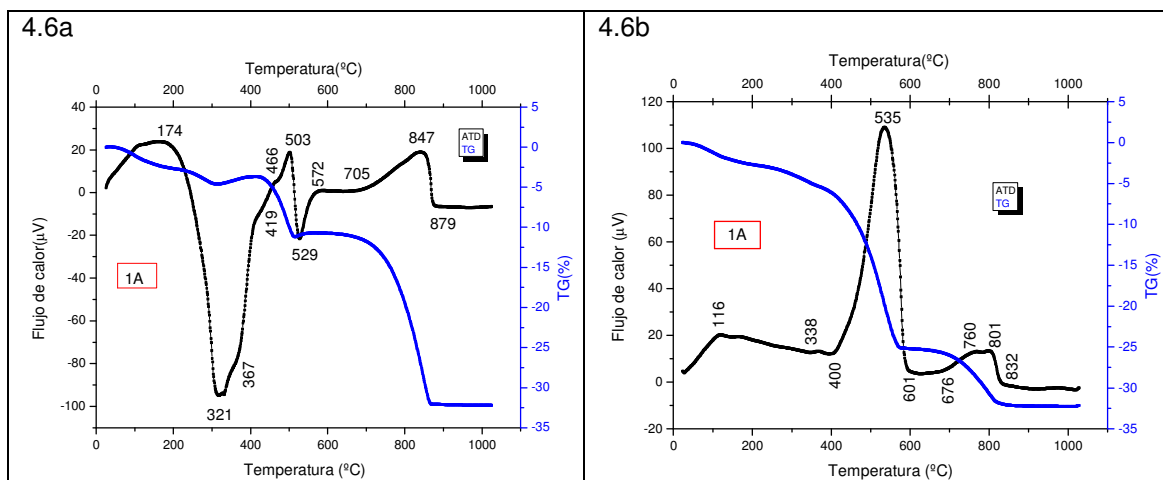
Tabla 4.13. Cálculo del contenido de calcita, portlandita y CaO en las muestras de fangos estabilizado y de óxido de calcio.

Muestras	%CaO en CaCO ₃	%CaO en Ca(OH) ₂	%CaCO ₃ en Neutral	%Ca(OH) ₂ en Neutral	%CaO en cal	Humedad y Mat. Orgánica
Neutral 1A	13,38	47,50	23,88	62,74		13,38
Neutral 2A	10,76	51,11	19,20	67,51		13,29
Neutral 3A	12,64	43,39	22,56	57,32		20,12
Neutral 4A	15,47	32,02	27,61	42,29		30,09
		% CaO				
CaO 1	2,40	87,43	4,28	1,03	87,18	7,51

Caracterización térmica de las muestras de fango estabilizado con cal (Neutral)

Ensayos en atmosfera de aire y de nitrógeno permitieron comprobar que al realizar el análisis de termogravimetría diferencial (ATD/TG) de las muestras en corriente de aire, éstas se carbonatan. Tal como se puede observar en la Figura 4.6.

Figura 4.6 ATD/TG de la muestra de fango estabilizada 1A en aire (4.6a) y en nitrógeno (4.6b).



La muestra de productos Neutral 1A en aire (figura 4.6a) al igual que en nitrógeno (figura 4.6b) perdía alrededor del 30% de la masa a lo largo del ensayo (TG). En el transcurso de los ensayos realizados en corriente de aire la muestra experimentaba

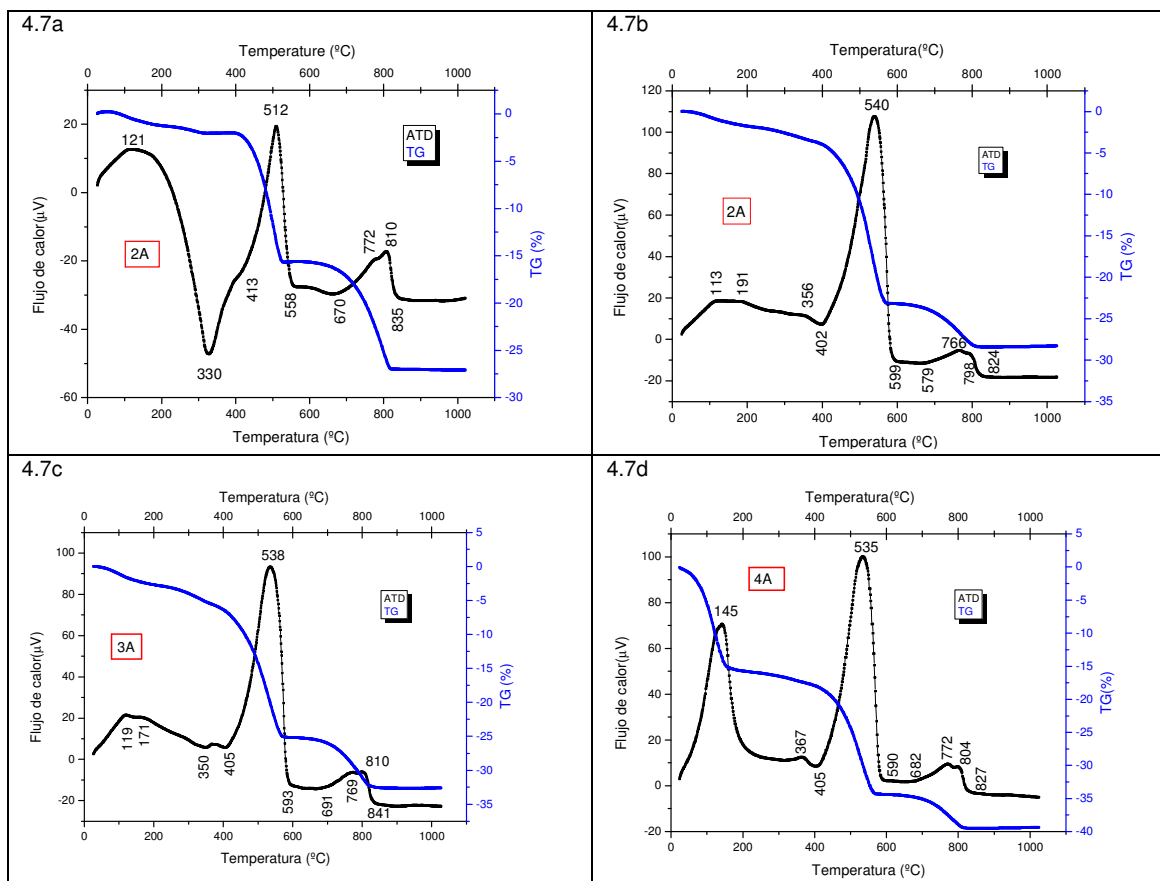
dos procesos: combustión de la materia orgánica y carbonatación de la portlandita que no ocurrían en el ensayo realizado en atmósfera de nitrógeno.

La carbonatación se demostró por la diferente amplitud de la señal de pérdida de peso entre 600 y 1000 °C en los termogramas hechos con aire (21%) y con nitrógeno (7%), resultados que no se muestran. Consecuentemente, en estos termogramas se observó una diferencia substancial de pérdida de peso en el rango de deshidroxilación de la portlandita (400-550 °C). En los termogramas de las muestras 1A-4A en aire, entre 307 y 419 °C no se produce pérdida de masa sino que esta aumenta un poco debido a la reacción de la portlandita con el CO₂ de la combustión de la materia orgánica.

La combustión de la materia orgánica es claramente apreciable en la curva del ATD realizado en corriente de aire por el fuerte pico exotérmico de máximo hacia 321 °C (Figura 4.6a), ausente en el termograma realizado en atmósfera de nitrógeno (Figura 4.6b). Dicho pico exotérmico sin embargo es asimétrico y engloba la combustión y además la carbonatación de la portlandita (hombro de 367 °C en el termograma de la figura 4.6a). En la Figura 4.7 aparece una segunda señal exotérmica a 529 °C que se solapa con el pico endotérmico de deshidroxilación de la portlandita (503 °C), y que podría ser indicativo de la carbonatación de la muestra, o bien de una nueva combustión. Las señales endotérmicas aparecen a 503 °C y 847 °C debidas a pérdida de OH⁻ de la portlandita y pérdida de carbonatos de calcita, respectivamente.

Los resultados de los análisis térmicos en forma de diagramas ATD/TG de la muestras 1 A a 4 A en atmósfera de aire se muestran en la Figura 4.7.

Figura 4.7 ATD/TG de las muestras de fango estabilizadas (Neutral: 1A-4A) en aire.



Estos cálculos aportan valores más ajustados al contenido en calcita de las muestras, sin embargo, no es posible deducir su contenido en portlandita puesto que en el intervalo de 400 a 600 °C la pérdida de masa debida a la descomposición térmica de la portlandita se solapa con la de la correspondiente a la materia orgánica. Si se supone que todo el calcio de la muestra está en forma de calcita y portlandita y partiendo de los datos de TG de pérdida de CO₂ y del análisis químico (Tabla 4.13), se puede calcular aproximadamente el contenido en CaCO₃, portlandita y agua más materia orgánica en las cuatro muestras del producto Neutral (Tabla 4.14).

Tabla 4.14. Composición mineralógica de los productos de estabilización de los fangos deshidratados con cal (Neutral) a partir de los datos de TG y análisis químico.

Muestra	CaCO ₃	Portlandita	H ₂ O + Mat. Orgánica
Neutral 1A	16,14	71,32	7,21
Neutral 2A	11,61	75,20	6,93
Neutral 3A	16,93	63,21	11,86
Neutral 4A	11,56	58,60	25,18

Estos resultados permiten corroborar los procesos principales del proceso de estabilización de los fangos deshidratados descritas posteriormente en el apartado del balance de materia, y que suponen la formación de Ca(OH)_{2(s)} y la formación de CaCO_{3(s)} a través del CO_{2(g)} formado en el proceso de oxidación de la materia orgánica.

Malliou et al [Malliou, 2007] realizaron un estudio muy completo de caracterización de lodos deshidratados de aguas residuales domesticas estabilizados con cemento como agente alcalino. El estudio de análisis de termogravimetría diferencial (ATD/TG) identificó tres grandes procesos o reacciones implicadas. Hasta 300 °C tenía lugar la eliminación de agua de los productos hidratados, que al haber utilizado cemento (C₂S, C₃S) estaban asociados a productos del tipo C–S–H entre otros. Un segundo pico hacia 450 °C que era debido a las deshidroxilación del hidróxido de calcio (Ca(OH)_{2(s)}) en forma de portlandita y finalmente un tercer pico sobre 750°C que correspondía la descarbonatación del carbonato de calcio, mayoritariamente en forma de calcita. En consecuencia un comportamiento muy similar al identificado en las muestras de fango deshidratado estabilizado obtenido en el presente estudio.

Determinación del contenido inicial de CaCO_{3(s)} en el Neutral

El hecho de que el CaO_(s) y Ca(OH)_{2(s)} se carbonatan en presencia del CO_{2(g)} atmosférico de forma espontánea hizo necesaria una revisión de los resultados de los análisis del contenido en CaCO_{3(s)} que incluyeron la caracterización del comportamiento y la evolución de esta carbonatación a lo largo de 20 días, si bien es importante recordar que en el Neutral no existe casi óxido de calcio libre y que la formación CaCO_{3(s)} tiene lugar a través del Ca(OH)_{2(s)} formado. A la luz de los resultados del ensayo los incrementos en la carbonatación del Neutral son más importantes en las primeras etapas al ser un proceso heterogéneo, sólido-gas, el proceso está controlado por la difusión del CO_{2(g)} en la matriz sólida. Así mientras que la carbonatación del hidróxido de calcio en superficie puede ser un proceso relativamente rápido, una vez que este proceso en superficie se ha completado, la carbonatación del hidróxido de calcio en el interior de la muestra es un proceso mucho

más lento y controlado por la difusión del $\text{CO}_{2(g)}$ en la capa de calcita formada. Los resultados del ensayo de carbonatación expresaban el contenido equivalente en $\text{CO}_{2(g)}$ presente en el Neutral a lo largo del periodo del ensayo, de los cuales se calculó el contenido en $\text{CaCO}_{3(s)}$, los resultados se presentan en la tabla 4.15, de modo y asumiendo el hecho de que las muestras fueron expedidas desde Barcelona al laboratorio de análisis en Madrid de la forma más urgente, se estima que el contenido inicial de carbonato en las muestras corresponde al equivalente al cabo de un día de haberse tomado las muestras. Se ha estimado necesario de cara a evaluar el contenido inicial de carbonato (en el momento de expedición de la planta Alchimix) para poder valorar con más exactitud a través del modelo del proceso la composición inicial del Neutral, el realizar una extrapolación de los datos del ensayo.

Tabla 4.15 Cálculo del contenido en $\text{CaCO}_{3(s)}$ en las muestras analizadas en el ensayo de carbonatación a partir de la determinación del contenido equivalente en CO_2 (g) determinado por ICGET

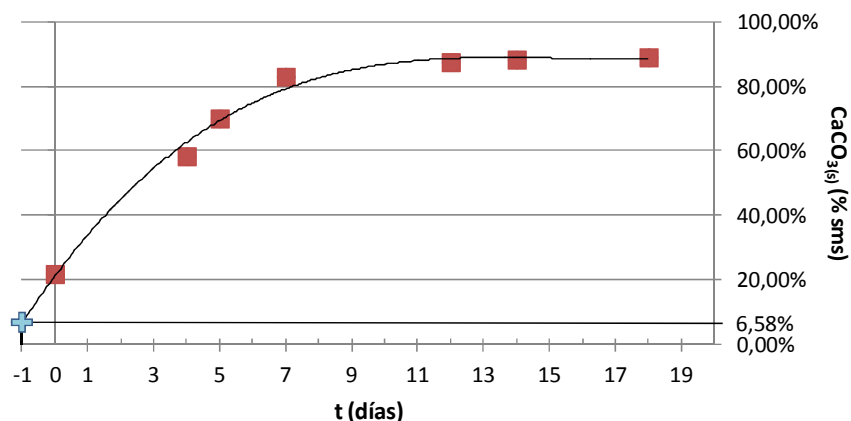
Tiempo (días)	0*	4	5	7	12	14	18
Muestra	%CaCO ₃ (sms)						
1A	23,88%	60,93%	72,39%	87,00%	89,86%	90,20%	88,86%
2A	19,20%	54,41%	67,05%	80,48%	87,18%	87,80%	89,32%
3A	22,56%	59,89%	70,82%	81,64%	85,61%	86,98%	89,09%
Media	21,88%	58,41%	70,08%	83,04%	87,55%	88,33%	89,09%

*Indica el momento de la llegada de las muestras a Madrid y la realización del primer análisis

Tal y como se observa en la tabla 4.15, si las muestras de Neutral se mantenían en contacto con la atmosfera y se analizaba el contenido en CO_2 equivalente durante un tiempo de casi 20 días, se observó un incremento del contenido inicial en CaCO_3 de entre el 19-23% sms hasta casi el 89% al cabo de 20 días.

Como se ha comentado, los datos de evolución de la variación del grado de carbonatación y que se muestran en la figura 4.8 se utilizaron para poder extrapolar los contenidos de CaCO_3 inicial, a la expedición del Neutral de la planta Alchimix. El mejor ajuste se obtuvo interpolación polinómica de los datos de carbonatación en función del tiempo ($\% \text{CaCO}_{3(s)} = 0,00020 \cdot t^3 - 0,00981 \cdot t^2 + 0,15595 \cdot t + 0,06579$, $R^2 = 0,995$; t: tiempo expresado en días). La figura 4.8 el grado de ajuste del grado de carbonatación en el tiempo.

Figura 4.8 Curva de carbonatación del Neutral



De la aplicación de la función de extrapolación obtenida se deduce un contenido inicial, a la expedición de la planta piloto, de $\text{CaCO}_{3(s)}$ sms del $6,58\% \pm 2,62$, valor que sirve de referencia para la comparación de los resultados obtenidos del modelo de proceso. La carbonatación en el proceso Alchimix resulta de la reacción entre el $\text{Ca(OH)}_{2(s)}$, formado en el reactor por la hidrólisis del $\text{CaO}_{(s)}$ dosificado en presencia de la humedad del fango de entrada, con el $\text{CO}_{2(g)}$ procedente de la descomposición de la materia orgánica contenida asimismo en los fangos EDAR, así como con $\text{CO}_{2(g)}$ atmosférico.

4.1.4 Caracterización microbiológica de los fangos estabilizados con cal (Neutral)

La utilización de agentes alcalinos de elevada basicidad en la estabilización de residuos sólidos de elevado contenido en materia orgánica cuenta como una de las principales ventajas su capacidad de estabilización de la fracción orgánica al reducir a valores mínimos la actividad microbiológica. La elevada basicidad en la que tiene lugar el proceso de estabilización y el resultante en el producto hace que se reduzca a valores casi no detectables la actividad microbiológica de los residuos. Por tanto, la cuantificación de la actividad microbiológica de las muestras a lo largo del proceso de estabilización como de los productos obtenidos ha sido utilizada como uno de los principales criterios de operación [Hart, 1993; Allievi, 1994; North, 2008b].

El control microbiológico de muestras de fango deshidratado tuvo una etapa inicial de caracterización de los patógenos contenidos en los fangos a estabilizar y en el producto de estabilización. En la tabla 4.16 se presentan los resultados obtenidos sobre la analítica de los fangos realizándose cuantificación de los microorganismos más significativos identificados y que puedan tener implicaciones a nivel de legislación o impacto sobre la salud humana.

Tabla 4.16 Resultados de la microbiología de los fangos EDAR

<u>Identificación Fúngica:</u>	Resultado Identificación / Recuento	
Identificación microbiana	<u>Beauveria sp</u>	
Identificación microbiana	<u>Trichoderma viride</u>	
Identificación microbiana	<u>Candida krusei</u>	
Identificación microbiana	<u>Candida norvegensis</u>	
<u>Identificación Bacteriana:</u>	Resultado Identificación / Recuento	
Identificación microbiana	<u>Proteus mirabilis</u>	
Identificación microbiana	<u>Klebsiella pneumoniae</u>	
Identificación microbiana	<u>Morganella morganii</u>	
<u>Control Microbiológico:</u>	Resultado Identificación / Recuento	
Recuento de Aerobios Mesófilos	850.000.000	UFC/g
Recuento de Enterobacterias totales	53.500	UFC/g
Determinación de <u>Escherichia</u>	23.000	UFC/g

<u>coli</u>		
Determinación de <u>Staphylococcus aureus</u>	1.300	UFC/g
Determinación de <u>Pseudomonas aeruginosa</u>	No detectado	
Determinación de <u>Salmonella sp</u>	No detectado	
Determinación de Anaerobios Sulfito-reductores	800.000	UFC/g
Determinación de <u>Clostridium perfringens</u>	450.000	UFC/g
Recuento de Mohos	22.000	UFC/g
Recuento de Levaduras	55.000	UFC/g

En el caso de las especies fúngicas se optó por analizar únicamente la presencia (Beauveria sp, Trichoderma viride, Candida krusei, Candida norvegensis), así como en algunos de las especies bacterianas menos virulentas (Proteus mirabilis, Klebsiella pneumoniae, Morganella morganii), detectándose positivamente en la muestra todas ellas. El recuento de las especies bacterianas más virulentas (Aerobios Mesófilos, Enterobacterias, Escherichia coli, Staphylococcus aureus, Pseudomonas aeruginosa, Salmonella, Anaerobios Sulfito-reductores y Clostridium perfringens) se realizó con el objetivo de poder valorar el nivel de contaminación y riesgo para la salud del fango, detectándose por otra parte niveles considerablemente elevados. El recuento de mohos y levaduras es indicativo del nivel de colonización que se produce en el residuo analizado, mientras que cabe destacar que dichas especies normalmente son detectables por lo general en el ambiente. Podemos concluir que no se trata de un material peligroso y las medidas preventivas para trabajar con ellos no van más allá de evitar la ingesta involuntaria o contacto con mucosas. Se recomienda sin embargo la utilización de guantes en su manipulación, a pesar de que durante todo el proceso de tratamiento en la planta piloto todo el sistema de trasiego está automatizado.

En la tabla 4.17 se presenta el análisis microbiológico del fango inertizado con cal donde se puede comprobar la ausencia de ninguna cepa bacteriana ni fúngica. Ello se atribuye al alto nivel de alcalinidad del producto y al tratamiento térmico que sufre en el interior del reactor y que es una de las ventajas más importantes del proceso de estabilización con cal.

Tabla 4.17. Resultados de la microbiología del inertizado, Neutral

<u>Identificación Fúngica:</u>	Resultado Identificación / Recuento
Identificación microbiana	Negativa
<u>Identificación Bacteriana:</u>	Resultado Identificación / Recuento
Identificación microbiana	Negativa

<u>Control Microbiológico:</u>	Resultado Identificación / Recuento	
Recuento de Aerobios Mesófilos	<10	UFC/g
Recuento de Enterobacterias totales	No detectado	
Determinación de <u>Escherichia coli</u>	No detectado	
Determinación de <u>Staphylococcus aureus</u>	No detectado	
Determinación de <u>Pseudomonas aeruginosa</u>	No detectado	
Determinación de <u>Salmonella sp</u>	No detectado	
Determinación de Anaerobios Sulfito-reductores	No detectado	
Determinación de <u>Clostridium perfringens</u>	No detectado	
Recuento de Mohos y Levaduras	<10	UFC/g

Se observa la total ausencia de agentes patógenos, si bien se aprecia una muy ligera presencia de mohos y levaduras, que pueden residir en el resto de materia orgánica del Neutral. Estos resultados demuestran la inocuidad desde el punto de vista biológico del Neutral así como mismo comprueba el alto grado de efectividad del proceso de eliminación de agentes patógenos o esterilización biológica de la mezcla de alta alcalinidad, partiendo de un nivel de contaminación elevado, tal y como se ha visto en el punto anterior. Estos valores microbiológicos permitirían en los Estados Unidos, según el código 40 CFR (Code of Federal Regulation), parte 503, la homologación del producto como un tipo de biosólido de clase A. El proceso sería asimismo homologable dentro de los requerimientos de la mencionada regulación ya que en ella se exige que el proceso de inertización logre mantener el pH de la mezcla con fangos en un nivel superior a 12 durante al menos 2 horas. Por lo general ello es debido a la experiencia de los métodos habituales que utilizan hidróxido de cal en lechada para realizar la inertización. Por otra parte, si bien se comprueba que el producto es estéril desde el punto de vista biológico, cabe sin duda la utilización de medidas preventivas para utilización debido a su naturaleza altamente alcalina y pulverulenta. Se recomienda el uso de guantes y mascarilla para su manipulación así como establecer medidas operacionales para evitar su dispersión difusa.

En la mayoría de los trabajos publicados en la estabilización de tanto fangos como fangos deshidratados de plantas de aguas residuales, la caracterización microbiológica de los materiales estabilizados han estado basados en el recuento de microorganismos fecales, como puede ser la media de Enterobacterias totales o E-coli [Switzenbaum, 1997; Amer, 1997; North, 2003; Mendez-Contreras, 2009; Capizzi-Banas, 2004; Mignotte-Cadiergues, 2001; Carrington, 2001]. En general todos estos estudios han demostrado que la utilización de cal permite la eliminación de patógenos

presentes en los lodos a través de dos vías: el incremento de pH y de temperatura. Inicialmente los estudios estuvieron centrados en el estudio del efecto del incremento del pH tras la adición de la cal en la inactivación de los patógenos, y pocos estudios estuvieron centrados en el estudio de la inactivación por efecto combinado de la temperatura y el pH sobre por ejemplo los huevos de Ascaris. Así Capizzi-Banas et al. [Capizzi-Banas, 2004] demostraron que para alcanzar niveles despreciable de huevos de Ascaris viables era necesario mantener el fango estabilizado con cal entre 60 y 70 min a 50 °C, y 5 min a 55 °C y 2 min a 60 °C). Carrington y Davis [Carrington, 2001] recomendaron de forma similar que un tratamiento bien a 70 °C durante 30 min o a 55 °C durante 4 h producen un lodo libre de patógenos. Los resultados obtenidos en el presente estudio, en el que las temperaturas medidas por las sondas situadas en el interior del reactor fueron en muchos momentos superiores a 70 °C y el hecho de trabajar con elevados contenidos de óxido de calcio, lo que asegura elevados valores de pH, en la poca humedad del mismo, justificaría la mínima actividad microbiológica medida en las diferentes muestras analizadas.

Por otra parte se consideró importante el recuento y análisis de la presencia de microorganismos en el ambiente en el entorno de la planta Alchimix. Para ello se realizó una toma de muestra y análisis de la misma que proporcionó los resultados que se resumen en la Tabla 4.18. El punto de toma de muestras fue la planta Alchimix bajo unidad de maduración y los tiempos de toma de muestras de 5, 10, 30 y 60 segundos respectivamente.

Tabla 4.18. Resultados del control microbiológico del entorno de la planta piloto

Parámetros microbiológicos:	Tiempo de muestreo (s)			
	5	10	30	60
Recuento total microbiano	1.680	1.751	1.760	*
Recuento de Aerobios	1.680	1.688	1.660	*
Recuento de Mohos y Levaduras	0	63	100	90
Crecimiento de <u>Aspergillus fumigatus</u>	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Presencia
Recuento de Gram {-}	120	375	320	590
Recuento de Enterobacterias totales	0	0	0	0
Recuento de Termófilos	0	0	0	0

*Incontables: el elevado número de UFC en placa impide un recuento fiable.

El recuento de microorganismos totales, bacterias y termófilos se encuentra dentro de los valores recomendados según la norma NTP-597, de aplicación en plantas de compostaje, aplicada por similitud, ya que no existe norma específica al respecto de la planta en estudio. Por otra parte no se han encontrado Enterobacterias, aunque si se ha detectado la presencia del hongo Aspergillus fumigatus.

La presencia de este hongo en la muestra correspondiente a un tiempo de integración de 60 segundos y considerando la ubicación de la planta piloto en el marco de un depósito de residuos, se puede valorar como razonable. Cabe reseñar que por ausencia de una normativa expresa para este tipo de plantas se ha tomado como referencia los niveles estándar en plantas de compostaje y en general lo resultados

cumplirían con los requisitos de seguridad en esta expresados. El resultado es positivo e indica que no hay que tomar medidas especiales para el trabajo en la planta, mientras no haya contacto directo con los fangos.

4.1.5 Análisis de los balances de materia y de energía del proceso de estabilización de los fangos con cal en el reactor Alchimix.

La revisión del estado del arte identificó que solo existían trabajos publicados de estabilización de fangos de depuración, en la mayoría de los casos sin deshidratar [Wong, 2000; , North, 2008; Méndez-Contreras, 2009; Marcinkowski, 2010] y siempre fueron ensayos de laboratorio tipo batch [North, 2009; Mendez, 2008; Smith, 1998] a partir de los cuales se determinaba la eficiencia del proceso de estabilización determinando el grado de humedad, el contenido el materia orgánica, el contenido en CaO como parámetros básicos. En todos ellos el principal parámetro a optimizar era la estabilización microbiológica con objeto de desactivar los microorganismos causantes de la degradación de la materia orgánica presente en el fango. También existen diferentes revisiones del estado del arte y guías de la estabilización de fangos publicadas en Estados Unidos [EPA, 1978; Mc Farland, 2000; Turousvskiy, 2006] en que se proveen recomendaciones de diseño de equipos e instalaciones de estabilización con cal de fangos hidratados y no deshidratados. En general, al tratarse de una operación en que los objetivos principales, eran asegurar un exceso de cal para lograr valores muy elevados de pH (por encima de 12) para asegurar la inactivación de microorganismos, y conseguir unos requisitos de humedad inferiores al 10-15% los fundamentos de estos diseños estaban basados a nivel de reacción química en la eliminación del agua por hidratación del óxido de calcio, y asegurar unas condiciones de mezcla en base a un equipamiento relativamente simple. Los avances en los sistemas de mezcla mas óptimos derivaron en patentes sobre este proceso entre las que es de destacar el proceso desarrollado por Girovich [Girovich, 1995] en el que introduce un sistema de recirculación del producto estabilizado para recuperar parte de la energía de esta corriente y para asegurar la reducción del contenido en cal no reaccionada.

No existe publicado sin embargo ningún trabajo donde se haya estudiado este proceso a nivel de de reacción química a nivel de proceso ni a escala de planta piloto en laboratorio ni a nivel de planta piloto escala semi industrial que es el estudio realizado en esta tesis. El proceso de estabilización tiene como etapa principal la hidratación del óxido de calcio, con la formación de hidróxido de calcio. Esta reacción, muy exotérmica, produce un incremento de la temperatura del fango. Por otra parte se ha observó una reducción importante de la materia orgánica original del fango en el proceso. Se desconoce si en los tiempos de residencia del fango en el reactor, inferiores a una hora, el efecto que el incremento de temperatura y del pH ejercen sobre la capacidad de la biomasa de microorganismos degradadores aerobios. Estudios publicados en ensayos de laboratorios en batch [North, 2003; North, 2008] se observaba la generación de dióxido de carbono en la escala de tiempo estudiada con valores inferiores a los observados en controles que no tenían óxido de calcio, sin embargo la reducción de las emisiones de CO₂ estaban influenciadas por la reacción de CO_{2(g)} con el óxido de calcio no reaccionado o bien con el hidróxido de calcio

formado. También se desconoce el efecto que tiene la elevada basicidad proporcionada por el exceso de óxido de calcio adicionado tiene sobre la biomasa presente en el lodo. La utilización de bases fuertes como pretratamiento en etapas de hidrólisis de fangos no deshidratados que van a ser sometidos a digestión anaerobia es un proceso que se está estudiando en los últimos años [Neyens, 2003, 2004]. De todas formas estos estudios se han realizado con fangos donde el contenido de agua es habitualmente del 98% frente al caso de los lodos deshidratados en este estudio y cuyo contenido en agua solo es del 70% y que tras la adición de cal este contenido en agua se reduce hasta casi un 10%. Independientemente de estas diferencias los estudios publicados no han proporcionado las leyes cinéticas y de equilibrio que permitan hacer una estimación de la extensión del proceso de hidrólisis. Sin embargo, la bibliografía básica consultada relativa a bioquímica de la biomasa describe la posibilidad de que se lleven a cabo procesos de hidrólisis en medio básico de las estructuras más complejas a formas más simples como proteínas (que representan aproximadamente el 50% de la masa en la materia orgánica seca) y lípidos (10%), así como de reacciones de neutralización ácido-base entre los aminoácidos, procedentes de la mencionada hidrólisis de las proteínas, ácidos nucleicos (25% de la masa en la materia orgánica seca), así como la saponificación de los ácidos grasos, procedentes de la hidrólisis de los lípidos, en presencia de álcalis [Routh, 1976]. Todas estas reacciones (hidrólisis, neutralización y saponificación) son de carácter exotérmico [Solomons, 1979]. El grado de extensión de estos procesos que actúan sobre la materia orgánica solo se conoce de forma cualitativa y semi cuantitativa y no se dispone de ningún modelo que los cuantifique como demuestra el hecho de que no existan estudios publicados en este ámbito. Sin embargo, todo ello puede justificar que en el reactor se observaran incrementos de temperatura hasta los valores medidos próximos de 80-85 °C. La exotermicidad del conjunto de los procesos planteados y el calor generado favorecen la evaporación de humedad contenida inicialmente en los fangos, provocando un incremento de la humedad relativa en la corriente de aire vehiculada al interior del reactor, que es evacuada de forma continua y dirigida al sistema de depuración de gases. Además, en el reactor tienen una serie de reacciones paralelas que afectan a otros componentes minoritarios como es la liberación del nitrógeno amoniacal presente en el fango en forma de amoniaco debido al incremento del pH hasta valores próximos a 12. La complejidad del sistema en estudio y los elevados costes de operación del trabajo a nivel de planta piloto utilizada en el estudio experimental realizado en esta tesis impidieron que se pudiera realizar un diseño de experimentos exhaustivo que posibilitara poder estudiar de forma independiente tanto aspectos de equilibrio como de cinética de las diferentes reacciones y los procesos implicados. Además, el punto de partida del diseño de la planta piloto, había estado basado en la patente del proceso en base al sistema de mezcla con tornillos sinfín, por lo que la operación del reactor se considera que era la solución más óptima. Por tanto el objetivo era poder evaluar la eficiencia del mismo en términos de alcanzar un producto estabilizado que pudiera cumplir los requisitos exigidos por la industria del cemento.

Por ello y a partir de la información obtenida de la monitorización del proceso de estabilización de fangos con óxido de calcio, a lo largo de las diferentes condiciones

experimentales utilizadas, se determinaron los balances globales de materia y de energía del proceso de estabilización. En el enunciado de los mismos, tal como se hizo en el capítulo 3, se han identificado una serie parámetros de reacción del proceso de estabilización que se desean poder conocer. Entre ellos, y reconociendo que pueden existir otras reacciones, que se han considerado que ejercen una influencia mínima podemos incluir: la oxidación de la materia orgánica, la generación de amoníaco procedente de la fracción amoniacal como de la materia orgánica, la generación de dióxido de carbono procedente de la materia orgánica, la fijación de estos gases en el producto de estabilización, la deshidratación de la humedad del fango por el óxido de calcio y el calor generado por la exotermicidad de las reacciones asociadas a la degradación de la materia orgánica descritas, así como la carbonatación del óxido de calcio y del hidróxido de calcio formado con dióxido de carbono.

Los análisis del Neutral por difracción de Rayos identificó la presencia de $\text{CaSO}_{4(s)}$ como resultado de la reacción del óxido de calcio añadido o del hidróxido de calcio formado con los sulfatos presentes en el agua del lodo de forma mayoritaria. El hecho de que su bajo contenido en el Neutral, impidió su cuantificación. No se detectó tampoco la presencia de compuestos de calcio y fosfato, como el fosfato de calcio ($\text{Ca}_3\text{PO}_4(s)$) o hidroxiapatito ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}(s)$) que se pueden formar con la reacción del óxido de calcio añadido o del hidróxido de calcio formado con los fosfatos presentes en el agua del lodo y que en algunos estudios se habían identificados. Ambas reacciones, si bien posiblemente, han podido tener lugar en el proceso de estabilización, su contribución en términos del balance de masas y de energía se ha considerado que tienen una aportación de carácter marginal, si tenemos en cuenta que tanto P como S son componentes en contenidos inferiores al 0,1% en la muestra de fangos deshidratados.

También fue objeto de este estudio el estudiar la subunidad de tratamiento de gases para estudiar el potencial impacto ambiental de la instalación. En este caso el estudio de los balances de materia y de energía de esta unidad se centró en el balance de nitrógeno, y en los balances de agua y de aire, necesarios para realizar la evaluación económica y ambiental del proceso global.

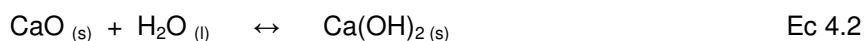
A continuación se presenta los balances globales obtenidos a partir de la información descrita en el apartado 4.1.2 y 4.1.3 que ha permitido evaluar la cantidad y composición de los flujos de salida en base a la composición y caudal de entrada, así como el consumo de reactivos. El hecho de que no fuese posible hacer una monitorización de todas las corrientes con la misma intensidad, en algunas de las corrientes dada su complejidad y dado el elevado coste de algunas de las campañas de muestreo, así como de sus respectivas analíticas ha hecho necesario el uso de valores promedio en el estudio. De esta forma se ha considerado un caudal de entrada de fangos de 6 t/h y una composición típica de los fangos y una recirculación de producto que se ha fijado en el 30% y la adición de cal en un 25%. En algunos de las reacciones o procesos a evaluar, la rutina de cálculo utilizó un procedimiento iterativo de forma que para iniciar dicho proceso era necesario establecer un balance base y definir unos valores de composición aproximados a los obtenidos en las analíticas de

la degradación de materia orgánica y la fijación de nitrógeno en el producto en base a los valores de nitrógenos amoniacal en el producto estabilizado. Adicionalmente se realizó un análisis de sensibilidad sobre el principal parámetro de regulación del proceso que es la tasa de adición de óxido de calcio sobre el caudal de entrada de los fangos.

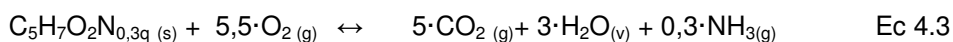
4.1.5.1 Reacciones del proceso de estabilización.

Teniendo en cuentas los resultados de los análisis de caracterización de los fangos deshidratados a estabilizar, del óxido de calcio y del producto de estabilización, descritos en el apartado 4.1.2, fue posible confirmar las hipótesis planteadas con respecto a los principales procesos físico-químicos implicados y que fueron identificados en el apartado 3.3.4.4. Podemos decir que el proceso de estabilización de los fangos deshidratados tiene lugar a través de las siguientes reacciones:

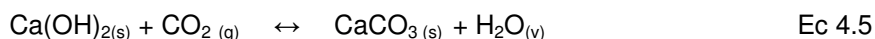
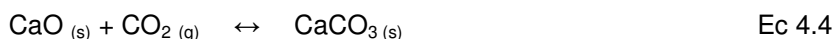
- Hidratación del óxido de calcio y formación de portlandita (Ca(OH)_2)_(s):



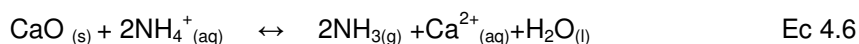
- Degradación de la materia orgánica con formación de dióxido de carbono, agua y amoníaco a través de la actividad de la biomasa presente en el fango. En este caso se ha partido de una composición típica de la materia orgánica $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ [Metcalf & Eddy, 2003], ajustándose el contenido en nitrógeno orgánico al valor obtenido en las analíticas del fango.



- Carbonatación del óxido de calcio y del hidróxido de calcio por el CO_2 (g) formado en el proceso de oxidación de la materia orgánica para formar CaCO_3 (s):



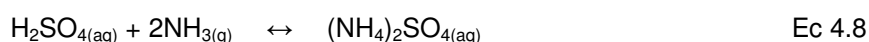
- Formación de amoníaco a partir de la fracción amoniacal presente en el fango por el efecto de la basicidad del óxido de calcio:



- Evaporación de agua del fango:



- Absorción del amoníaco gas con disolución de ácido sulfúrico en el lavador de gases:



Tras igualar las reacciones, los coeficientes estequiométricos másicos de las ecuaciones 4.2 – 4.8, se presentan en la tabla 4.19.

Tabla 4.19. Coeficientes másicos de las reacciones estequiométricas planteadas

Especie	Ec 4.2	Ec 4.3	Ec 4.4	Ec 4.5	Ec 4.6	Ec 4.7	Ec 4.8
CaO _(s)	-1		-1		-1		
Ca(OH) _{2(s)}	1,32			-1			
CaCO _{3(s)}			1,79	1,32			
Ca ²⁺ _(aq)					0,71		
C _x H _y O _z N _q (s)		-1					
NH ₄ ⁺ _(aq)					-0,64		
NH _{3(g)}		0,05			0,61		-1
H ₂ O _(l)	-0,32				0,32	-1	
H ₂ O _(v)		0,52		0,26		1	
O _{2(g)}		-1,70					
CO _{2(g)}		2,12	-0,79	-0,58			
H ₂ SO _{4(aq)}							-2,88
(NH ₄) ₂ SO ₄							3,88

En la Tabla 4.19, los signos positivos indican el incremento de masa de especie química mientras que los signos negativos indican una transformación de la especie a través de la reacción considerada o de un cambio de estado. De las relaciones estequiométricas se deducen las relaciones entre los coeficientes másicos que son de aplicación en el modelo de proceso desarrollado y que se han presentado en la descripción de los balances de materia y energía (apartado 3.3.4.4 – tabla 3.8). Estos se presentan en la tabla 4.20.

Tabla 4.20 Coeficientes estequiométricos másicos (rcm) de las reacciones planteadas en el modelo de proceso

rcm1	1,556	rcm5	-0,944	rcm9	-0,263
rcm2	-0,560	rcm6	-0,050	rcm10	0,529
rcm3	-1,321	rcm7	0,321	rcm11	2,882
rcm4	-1,316	rcm8	-0,508	rcm12	-1,347

La entalpía de las reacciones es dependiente de la temperatura. El valor de las entalpías se debe ajustar en el cálculo a la temperatura a la que estas se llevan a cabo. Los valores de las entalpías de las distintas reacciones definidas se obtuvieron de la base de datos HSC (HSC, 2011). Esta base de datos utiliza los valores de entalpías de formación, entropías de formación y las capacidades caloríficas de los diferentes componentes de las reacciones para el calcular la entalpía de reacción. La tabla 4.21 presenta los valores de entalpías de reacción en función de la temperatura en el rango de operación del sistema.

Tabla 4.21. Entalpías de reacción en función de la temperatura

	[kJ/mol]	Temperatura (°C)				
		20	40	60	80	100
Ec 4.2	ΔH	-60,7	-62,5	-64,0	-65,4	-66,6
	ΔG	-57,8	-57,3	-56,8	-56,2	-55,6
Ec 4.3	ΔH	A determinar por el modelo				
Ec 4.4	ΔH	-178,0	-177,9	-177,8	-177,7	-177,6
	ΔG	-131,1	-127,9	-124,7	-121,5	-118,3
Ec 4.5	ΔH	-114,1	-111,9	-111,8	-112,2	-111,7
	ΔG	-73,2	-70,5	-67,9	-65,3	-62,7
Ec 4.6	ΔH	-93,8	-88,1	-87,5	-86,7	-85,8
	ΔG	-79,4	-78,8	-78,2	-77,6	-77,1
Ec 4.7	ΔH	45,2	43,0	42,8	43,3	43,1
	ΔG	9,2	6,9	4,5	2,2	-0,1
Ec 4.8	ΔH	-173,6	-171,8	-169,8	-167,6	-165,2
	ΔG	-126,6	-123,5	-120,4	-117,6	-114,8

4.1.5.2 Validación del modelo del proceso de estabilización de fangos con óxido de calcio en un reactor con mezcla en base a tornillos sin fin (Reactor Alchimix)

La validación del modelo físico-químico que describe el proceso de estabilización de fangos con óxido de calcio requirió de una etapa inicial de calibración. En la etapa de calibración se utilizaron datos obtenidos en los ensayos de validación experimental del proceso, incluyéndose además de la información de caudales e información analítica de la composición química de las diferentes corrientes y de otras propiedades físicas medidas. Muchos de estos parámetros o composiciones se midieron in-situ cuando fue posible a través de los equipos de monitorización, en otros casos a través de muestras que se iban tomando a lo largo de la operación del mismo, y en otros casos en analíticas de muestras al finalizar los ensayos. De forma más concreta la calibración del modelo estuvo dirigida a poder determinar los parámetros entálpicos o la extensión de alguna reacción de la cual no se disponía suficiente información a través de la bibliografía o a través de las bases de datos consultadas. El proceso del cual se disponía la menor información es el asociado a la reducción del contenido de materia orgánica presente en los fangos deshidratados. Como ya se ha comentado previamente en la introducción del apartado 4.15, la poca información de esta reacción estaba relacionada con estabilización de fangos no deshidratados con humedades mayores del 90%, y tampoco se conocía de las mismas reacciones definidas de los procesos de eliminación de esta materia orgánica ni de las entalpías asociadas a estos procesos. Solo en algún estudio [Czechowshi, 2006; Marcikowski, 2010; Andreakis, 2000] se disponía de porcentajes de eliminación, de identificación de subproductos de reacción que se generan, y en el caso de Marcikowski, [Marcikowski, 2010] la variación que sufre en términos de composición la materia orgánica, donde se produce

un incremento de las relaciones C/O , C/H y C/N, consecuencia de los procesos de degradación más química que biológica, si tenemos en cuenta las desfavorables condiciones químicas y físicas que acompañan al proceso de estabilización para los microorganismos, responsables de los procesos de degradación de la materia orgánica, como son la elevada basicidad, la elevada temperatura y los elevados valores de amoníaco generados, a partir del amonio presente en los fangos.

Así en la etapa de calibración se debe destacar que desde el punto de vista de balances de materia la información obtenida en los ensayos de caracterización permitía poder definir de forma adecuada los asociados a los componentes más importantes del proceso: humedad, materia orgánica, óxido de calcio, carbonato de calcio y amonio. En el caso de los balances de energía la situación no era similar y el objetivo más importante era el poder determinar uno de los parámetros entálpicos asociados a los procesos involucrados en la reducción del contenido de orgánica que se había cuantificado durante el proceso de estabilización en el reactor Alchimix. Como hipótesis para realizar esta calibración, se ha considerado que de todas las aportaciones entálpicas al proceso, bien sean a través de las corrientes del sistema o pérdidas con el medio eran conocidas, y que las reacciones implicadas e identificadas eran conocidas. Desde el punto de vista del balance entálpico de las reacciones químicas que tienen lugar la energía liberada por la hidratación del óxido de calcio, la energía liberada en el proceso de carbonatación del óxido de calcio con el $\text{CO}_2(g)$ producido en el proceso de eliminación de la materia orgánica y la energía liberada en el proceso de neutralización del amonio y formación de amoníaco gas, no explicaban el suficiente calor necesario para justificar la evaporación necesaria de agua que explique el alto grado de sequedad del fango estabilizado obtenido. Por tanto, y bajo la hipótesis de que se desconocen con exactitud los mecanismos de reducción del contenido en materia orgánica que se producen en el proceso de estabilización de los fangos con óxido de calcio se considera que estos deben involucrar la liberación de cierta cantidad de energía. En consecuencia el proceso de calibración del modelo estuvo basado en el ajuste de los diferentes balances de materia y de energía de forma que pudiéramos determinar un valor de entalpía, asociado de forma genérica o global, a todas aquellas reacciones en las que suponen la reducción del contenido en materia orgánica, y que nos permiten justificar el grado de sequedad de producto estabilizado obtenido. El proceso de calibración tuvo como criterios de validación el hecho de que la composición del producto que predice el modelo se ajustaba lo máximo a la observada en los análisis realizados sobre el mismo, así como el de las otras corrientes de proceso, gases y contaminantes.

La calibración se realizó en dos etapas. En primer lugar, introduciendo las composiciones determinadas de forma experimental del fango (humedad, materia orgánica y contenido en nitrógeno) y del óxido de calcio, los caudales de alimentación y los parámetros básicos del proceso como la proporción de CaO y tasa de recirculación del producto. Utilizando un método iterativo sobre los parámetros que optimizan simultáneamente el balance de masas y el balance de energía, mediante el modelo desarrollado, era posible deducir la entalpía más probable de los mecanismos exotérmicos de reducción del contenido de materia orgánica, minimizando el error cometido en la predicción de la composición del producto.

Comprobación de los resultados del modelo numérico del proceso de estabilización de fangos con óxido de calcio

Los datos de las corrientes de entrada, óxido de calcio, como de los lodos se recogen en las tabla 4.21-4.22. La composición de los fangos como entrada al modelo numérico corresponde a las analíticas realizadas entre octubre de 2008 y septiembre de 2009. Los valores de entrada al modelo han sido los valores promedio para cada uno de los parámetros del análisis.

Tabla 4.21 Parámetros de control de proceso (CaO/Fangos y recirculación) y composición de la cal viva (ficha de producto fabricante)

CaO/Fangos	Recirculación
25%	30%
Composición CaO (ficha de producto)	
CaO útil	93,01%
CaCO ₃	2,41%
Resto	4,58%

Tabla 4.22 Composición de los fangos de entrada (según analítica)

Parámetro	Promedio Periodo
Humedad	68,77 ± 6,9
Materia Orgánica	71,35 ± 6,5
N-Kjeldal (%) sms	3,75 ± 0,29
N-NH ₃ (%) sms	0,18 ± 0,09
N-Org (%) sms	3,57 ± 0,4

Hipótesis 1. Ausencia de degradación de materia orgánica

El balance de masas permitía predecir la composición del Neutral en base a la deducción del porcentaje de reducción del contenido de la materia orgánica observado sin embargo el balance de energía tenía como limitación el desconocimiento de la entalpia de las reacciones procesos responsables de la reducción de contenido en materia orgánica de la muestras. Así se realizó una estimación del balance de energía sin asumir la entalpia asociada a la potencial reacción o reacciones responsables de la degradación de la materia orgánica. Los elevados valores de pH, debidos al óxido de calcio y las elevadas temperaturas alcanzadas, pueden influir en que esta eliminación no pueda producirse por mecanismos biológicos debido a las adversas condiciones que hacen que la presumible actividad microbiológica sea muy pequeña. Así se realizó una primera simulación en la que se asumió que el contenido en materia orgánica era conservativo y que su variación o reducción solo estuviera asociada al incremento del contenido de hidróxido de calcio en la muestra. Los resultados se presentan en la tabla 4.23, y se puede observar que no se obtiene buena predicción en ninguno de los parámetros seleccionados, una sobreestimación del contenido de materia orgánica y del grado de humedad. Además esta hipótesis nos permite comprobar que a nivel

energético, el sistema presenta un déficit de energía para poder explicar el grado de sequedad del fango, y que debe ser aportado a través de los procesos de reducción de la materia orgánica en base a procesos químicos de oxidación de la materia orgánica y/o biológica.

Hipótesis 2. Reducción del contenido de materia orgánica en base a un compuesto modelo ($C_6H_{12}O_6$ o $C_5H_7O_2N$)

En el caso de que la reducción de materia orgánica se produjese por medio de un mecanismo de oxidación, a través de una vía puramente química que supone un proceso de gran exotermicidad. La revisión de la bibliografía indica que la composición típica de los fangos de depuración de aguas residuales es $C_5H_7O_2N$, si bien en muchos casos y de forma simplificada muchos autores la han representado en base a la glucosa ($C_6H_{12}O_6$). La oxidación de la glucosa ($C_6H_{12}O_6$) es un proceso exotérmico que libera 15.580,1 kJ/kg. A falta de disponer de los valores de oxidación de biomasa tipo, se utilizó el valor de la glucosa. Asumiendo dicha entalpía para la degradación observada en el proceso Alchimix se calculó la energía liberada por la reacción de oxidación, y se calculó la composición del producto siguiendo la metodología indicada. Los resultados de estos cálculos se recogen en la tabla 4.23.

La conclusión de este caso es que es caso de seguir el modelo observado durante los ensayos (87,79% reducción de materia orgánica, con una adición del 25% de óxido de calcio) se produciría un gran excedente de energía que se desprendería al entorno en forma de calor, secando, por otra parte, completamente el Neutral. Se ha calculado que en este caso el excedente de energía evacuada al entorno sería de unos 3.900 kW, alcanzando el sistema temperaturas muy por encima de los valores medidos. En vista de que tal escenario no fue nunca alcanzado en términos de sequedad se considera que la aproximación de un modelo en base a una reacción directa como la descrita en base a la glucosa no provee una buena descripción. Es decir que deben existir distintos mecanismos en que el proceso de oxidación a dióxido de carbono pase por una serie de reacciones intermedias de hidrólisis de la biomasa transformándola de estructuras más complejas a más simples.

Hipótesis 3. Deducción de la entalpía de un mecanismo alternativo de reducción de la materia orgánica.

Mediante ajuste por método iterativo sobre el balance de materia y energía que equilibra la composición más adecuada del producto, se calculó la entalpía que se atribuye a las reacciones responsables la reducción de la materia orgánica determinada y que se atribuyen al proceso de oxidación global en la que pueden estar implicados procesos intermedios de hidrólisis de las proteínas y lípidos, reacciones de neutralización de los ácidos que componen la materia orgánica con el medio básico al que se someten o la saponificación de las grasas y que justifica al mismo tiempo el secado de los fangos. De la misma forma justifican las pérdidas al entorno calculadas de forma analítica (en las condiciones de operación establecidas para la prueba y temperatura ambiente medida) según lo expuesto en el apartado 3.3.4.5, evaluadas en 64,34 kW, alcanzando el sistema una temperatura de unos 80 °C. Los resultados se recogen también en la tabla 4.23. El valor de la entalpía del proceso que permitía

obtener una buena predicción de los principales parámetros del proceso (contenido de humedad, contenido de hidróxido de calcio, contenido en materia orgánica y contenido en amonio). El valor de la entalpía que equilibra el balance energético es considerablemente menor al de una degradación aeróbica (-15.580 kJ/kg), alrededor de la mitad. En la tabla 4.23, se presentan ambas entalpías. Las composiciones de producto y gases en este caso coincidirían con los del apartado correspondiente a la optimización del balance de materia, justificando al mismo tiempo el balance energético.

Tabla 4.23 Resultado del cálculo de la entalpía global de las reacciones de degradación de la materia orgánica.

Degradación aerobia de MO	Reducción de MO por mecanismos alternativos
ΔH	ΔH^*
-15.580,1 [Turovskiy, 2006]	-7914,7 \pm 172,1

*óptimo

A través del planteamiento de los tres casos descritos se obtienen los resultados que se presentan en la tabla 4.24. Los parámetros básicos del proceso que se han considerado en el cálculo son los presentados en las tablas 4.21 y 4.22. Se calcularon los valores para la composición y parámetros de proceso que se consideraron más relevantes para el análisis del estado del sistema en cada caso, calculándose los errores cuadráticos para cada uno de ellos en relación a los resultados experimentales y calculándose asimismo la media de la suma de los errores cuadráticos. Con ello se valoran los casos planteados con un índice de calidad del ajuste de modo que para el caso preliminar (hipótesis 1: no degradación de materia orgánica) se obtiene una media de la suma de los errores cuadráticos de 546,5, mientras que el caso A (hipótesis 2: oxidación de la materia orgánica) obtiene una media de la suma de los errores cuadráticos de 519,0 y finalmente, el caso B, basado en la deducción por método iterativo de la entalpía asociada al conjunto de reacciones que se intuye pueden intervenir con más probabilidad en dicha reducción (hipótesis 3) obtiene un resultado para el error medio de 3,6, indicando que es el que mejor describe el sistema en función de los parámetros seleccionados.

Tabla 4.24 Casos considerados en la calibración del modelo. Valoración de la calidad del modelo de proceso desarrollado.

Parámetro	Tipo Valoración	Unidades	Resultado Experimental /Analítico	RESULTADOS DEL MODELO					
				Hipótesis 1 (Preliminar)		Hipótesis 2 Caso A		Hipótesis 3 Caso B	
				0% Reducción MO		Oxidación MO		Mecanismo alternativo de reducción MO	
				Valor Medio	EC (%) *	Valor Medio	EC(%)	Valor medio	EC(%)
COMPOSICIÓN NEUTRAL									
Humedad	Medido	%	11,6 ± 8,2	48,20	995,51	0,00	100,00	11,06%	0,22
Materia Orgánica	Medido	% sms	5,1 ± 3,6	33,96	3.202,23	4,38	2,00	4,37%	2,07
Ca(OH)2	Reanálisis medición CaCO3 ICGET	% sms	67,7 ± 2,62	34,40	24,19	68,65	0,02	68,46%	0,01
CaCO3		% sms	6,58 ± 2,62	2,53	37,88	6,45	0,04	6,43%	0,05
N Kjeldal	Medido	% sms	0,5 ± 0,2	1,53	424,36	0,44	1,23	0,73%	20,68
GASES									
Humedad	Medido	%vol.	20,5 ± 0,72	6,57	46,17	28,13	13,84	26,29%	7,97
NH3 gases (antes de lavado)	Medido	mg/Nm3	3684 ± 212	728	64,38	3460	0,37	4105	1,31
ENERGÍA									
Pérdidas al entorno	Cálculo	kW	61,7	5,59	83,38	469	3.956,42	64,34	0,00
Temperatura reactor	Medido / Cálculo	°C	80,0	29,35	40,08	276	597,19	80	0,00
Valoración de los casos (Media de la suma de errores cuadráticos)					546,47		519,01		3,59

*EC(%): indica error cuadrático entre el valor experimental y el obtenido por el modelo numérico

Implementación del modelo predictivo y análisis de sensibilidad

Una vez se ha realizado de forma secuencial la optimización de los parámetros deseados a través del planteamiento de los tres casos evaluados, se ha obtenido un mejor ajuste con la deducción de la entalpía de las reacciones que se asocian a la reducción de la materia orgánica (con resultado de suma de errores cuadráticos medios de 3,6%). A continuación se procedió a implementar dicha entalpía a la degradación de la materia orgánica, considerándose esta como única hipótesis, por otra parte deducida de la optimización de los balances de materia y energía. Se han liberado las variables que estaban inicialmente fijadas por convenio atendiendo a las hipótesis planteadas para ajustar el balance de masas y se ha procedido a ponerlas en función exclusiva de la mencionada entalpía (resultado último de la optimización) y del porcentaje de degradación de materia orgánica.

El caso base está constituido por el modelo del cual se presentan los resultados en la tabla 4.24. El análisis de sensibilidad se realiza sobre 3 niveles de adición de óxido de calcio 5%, 10% y 28,5%, mientras que el caso base está constituido por el caso B ya presentado en la tabla 4.24. Los resultados se presentan en la tabla 4.25. La consideración del caso del 28,5% en la adición de CaO es especialmente interesante dado que se trata del valor que seca completamente el neutral (0% humedad). Por ello no es posible realizar análisis más allá de este punto ya que la consecuencia de añadir tasas mayores a la indicada sería obtener en el neutral cal sin posibilidad de reaccionar (cal libre), lo cual se considera que no es conveniente desde el punto de vista de optimización del proceso y dado que añade costes económicos adicionales que no reportan ningún beneficio adicional. Asimismo realizando un análisis adicional sobre el porcentaje en CaO a añadir para obtener la sequedad requerida por Ciments Molins para la recepción del Neutral (máximo 10% humedad) se encuentra que el valor óptimo, según el modelo planteado, para conseguir un neutral con dicha humedad es del 25,6%.

Tabla 4.25 Resultados del análisis de sensibilidad

Parámetro	Tipo Valoración	Unidades	RESULTADOS DEL MODELO		
			Caso B1	Caso B2	Caso B3
			<u>5% CaO</u>	<u>10% CaO</u>	<u>28,5% CaO</u>
			Valor	Valor	Valor
<u>Composición Neutral</u>	-	-	-	-	-
Humedad	Estimación modelo calibrado	%	57,01	40,58	0,00
Materia Orgánica		% sms	58,73	49,72	3,2
Ca(OH) ₂		% sms	16,32	27,64	70,49
CaCO ₃		% sms	1,2	2,03	6,63
N Kjeldal		% sms	2,64	2,24	0,63
<u>Gases</u>					
Humedad		%vol.	9,7	17,18	27,89
NH ₃ gases (antes de lavado)		mg/Nm ³	756,9	1.229,6	4.157,2
<u>Energía</u>					
Pérdidas al entorno		kW	18,04	33,79	93,27
Temperatura reactor		°C	43,3	57,24	98,90

4.1.6 Análisis de la adecuación de los fangos estabilizados (Neutral) como materia prima para la producción de cemento.

Con objeto de poder determinar la viabilidad técnica de la utilización de los fangos inertizados con óxido de calcio, las muestras de este fueron utilizadas en un ensayo industrial donde fueron utilizados para producir cemento.

4.1.6.1 Producción y caracterización de clínker

En la tabla 4.26 se presenta balance global de las cantidades de fango tratadas, producción de neutral y cantidades alimentadas al horno de clínker durante la prueba industrial realizada.

Tabla 4.26 Cifras globales de la prueba industrial de producción de cemento a partir de fangos estabilizados con cal.

Fangos alimentados a proceso	t	161 t
Cal (CaO) utilizada en inertización	t	36 t
Dosificación CaO/Fangos	%	22,3%
Producción Global de Neutral (Inertizado)	t	128
Total suministrado a Ciments Molins	t	90
Neutral alimentado al horno de clínker	t	70
Neutral desestimado por fin prueba	t	20
Pérdidas	t	38
Cisterna rechazada (exceso de humedad en producto)	t	20
Neutral rechazado en criba (incidente de contaminación transportes)	t	18

Como se observa, de un total de 161 toneladas de fango alimentadas en la planta piloto se produjeron un total de 128 toneladas de neutral, con adición de 36 toneladas de óxido de calcio. Ello supuso una dosificación de óxido de calcio de 22,4 %. Del total de toneladas producidas algunas de ellas fueron rechazadas en base a criterios de Ciments Molins por tener el Neutral una apariencia atípica y por presentar exceso de humedad. También fueron rechazadas 18 toneladas durante el proceso de criba que se instaló sobre el fango estabilizado, para evitar la introducción de material grueso, típicamente gravas gruesas. La presencia de este tipo de material también generaba problemas en los tornillos sinfín de la planta de estabilización. Finalmente se suministraron 90 toneladas aceptadas por la cementera de las cuales 70 toneladas fueron alimentadas al horno de clínker y 20 toneladas fueron rechazadas por considerarse que la prueba industrial había obtenido suficiente significancia. El ensayo se realizó con una alimentación de neutral al sistema de producción de cemento promedio del 5% de sustitución de la caliza del crudo que entra al molino.

4.1.6.2 Fabricación de crudo

Con objeto de comparar los resultados de la calidad del crudo fabricado a partir de la sustitución con Neutral, se recopilieron los datos de calidad del crudo durante el mes previo a la realización del ensayo. Los datos de los valores promedios de las corrientes de crudo con Neutral junto con la media de cada parámetro correspondiente al mes completo utilizando piedra caliza se describen en la tabla 4.27. Estos valores se obtuvieron utilizando la estación automática de análisis de la fábrica de Ciments Molins.

Tabla 4.27 Resultados del análisis realizado sobre el crudo utilizando una sustitución con fango estabilizado con óxido de calcio, Neutral; y los obtenidos con la fabricación de crudo con el calcáreo habitual.

Parámetro (%)	Crudo con Neutral	Media Crudo Enero 2010	Diferencia (%)
CaO	42,53	42,64	0,26%
SiO₂	13,91	13,68	-1,68%
Al₂O₃	3,79	3,74	-1,34%
Fe₂O₃	2,12	2,08	-1,92%
MgO	0,87	0,87	0,00%
K₂O	0,62	0,61	-1,64%
SO₃	0,16	0,15	-6,67%
LSF	95,0	96,8	1,86%
MS	2,35	2,35	0,00%
MA	1,79	1,79	0,00%

Las diferencias relativas, en valor absoluto, en entre los valores de ambas tipologías de crudo fluctuaron menores al 6,7%. Valores que están dentro de las variaciones típicas que tienen lugar en la fabricación diaria de crudo.

El análisis de otros parámetros indicativos de la calidad del clínker, como la humedad, el contenido de cal libre y el grado de carbonatación del material se compararon con los obtenidos en el ensayo con Neutral con los promedios obtenidos con caliza en dos periodos diferentes en la planta de Ciments Molins. Los resultados agrupados en la tabla 4.28, muestran que en los ensayos utilizando fango estabilizado, estos tres parámetros no reportan significativas diferencias al compararlos con los obtenidos con caliza.

Tabla 4.28 Resultados del análisis de contenido en óxido de calcio, óxido de magnesio, carbonato de calcio y materia orgánica total realizado sobre el crudo utilizando una sustitución con fango estabilizado con óxido de calcio, Neutral; y los obtenidos con la fabricación de crudo con el calcáreo habitual.

Parámetro (%)	Media crudo Diciembre 2009	Crudo con Neutral	Media crudo Enero 2010
CaO total	43,7	43,44	43,20
MgO total	1,04	1,21	1,05
CaO en forma de CaCO₃	42,59	42,43	43,01
MgO en forma de MgCO₃	0,7	0,95	0,92
TOC	0,14	0,20	0,05
CO₂	34,32	33,75	34,45
Humedad	0,31	0,42	0,41
Pérdida por calcinación	35,22	35,90	35,40

La diferencia más significativa se puede asociar al contenido en carbono orgánico total (TOC) con un valor de 0,20 frente a 0,05 en el mes del ensayo y frente a 0,14 del promedio del mes de

diciembre de 2009. Este valor de carbono total, está dentro de los parámetros de calidad para la aceptación del crudo por la industria del cemento [Duda, 1977; Taylor, 1990].

4.1.6.3 Fabricación de clínker

La mezcla de los distintos materiales que componen el crudo se realiza en fábrica a partir de las formulaciones y composición analítica de las distintas materias primas. Es por ello necesario el estudio del caso ante la introducción de nuevos materiales, de modo que la formulación final de los clínkeres producidos se encuentre dentro de los parámetros considerados normales para el cemento que se desee producir. Por lo general, el método más extendido para la deducción de la composición potencial de las fases mineralógicas de los clínkeres a fabricar se realiza a través del método desarrollado por Bogue [Bogue; 1955], y que todavía hoy en la actualidad es utilizado como referencia [BREF Cement and Lime Industry – IPCC, 2001]. A través de dicho método se pueden planificar distintas mezclas y adición de las cantidades óptimas de materias primas en función de los niveles buscados en el producto. Como se define en el apartado 3.5.1.2, la aplicación de dicho método permite verificar la coherencia de los resultados analíticos obtenidos con los valores teóricos calculados según el método expuesto en dicho apartado.

Durante la producción de clínker en el horno 3 se extrajeron muestras del material producido cada hora y se realizó una muestra promedio con las muestras obtenidas. Los resultados de las muestras obtenidas con fango estabilizado, neutral, y las obtenidas con clínkeres sin fango estabilizado previas y posteriores al ensayo se recogen en la tabla 4.29.

Tabla 4.29 Resultados del análisis realizado sobre el clínker fabricado utilizando una sustitución con fango estabilizado con oxido de calcio, Neutral; y los obtenidos con la fabricación de crudo con el calcáreo habitual.

Parámetro (%)	Media Clínker Enero	Media Clínker Neutral	Media Clínker posterior a la prueba
CaO	65,6	65,9	65,7
SiO ₂	20,1	19,9	20,1
Al ₂ O ₃	5,5	5,6	5,6
Fe ₂ O ₃	3,8	3,9	3,7
MgO	1,7	1,8	1,8
K ₂ O	0,8	0,7	1,3
SO ₃	1,5	1,5	1,5
C ₃ S	66	70	68
C ₂ S	8	4	7
C ₃ A	8,3	8,2	8,5
C ₄ AF	11,5	12	11,4
CaO libre	1,3	0,8	1,1

Las diferencias observadas siempre inferiores al 3% no se consideran como significativas de acuerdo con las recomendaciones y experiencia de los responsables de producción de Ciments Molins [Ciments Molins, 2010]. Los valores medidos se contrastaron con los contenidos habituales de los clínkeres de cemento Portland descritos en la bibliografía [Duda, 1977]. El contenido de sílice es normal (entorno al 20%), cuando los valores habituales se deben encontrar entre el 16 – 26%. La alúmina, con valores en los clínkeres fabricados en torno al 5,5%, debe en teoría

encontrarse entre el 4 – 8%. El óxido férrico, con valores en la muestras entre 3,7 – 3,9%, tiene un intervalo entre el 2 – 5%. La cal, encontrándose en las muestras entre 65,6 – 65,9%, normalmente en los Portland se sitúa entre 58 – 67%, comprobándose un valor cercano a la parte superior de la horquilla. El valor de los sulfatos se encuentra asimismo dentro de la normalidad: las muestras presentan valores idénticos de 1,5%, cuando el valor estándar oscila entre 0,1 – 2,5%. Por otra parte, de la aplicación de lo estipulado por la norma UNE-EN 197-1:2000, al respecto de las exigencias aplicables al clínker Portland, se observa que el ratio C/S es mayor que 2,0 y el contenido en MgO menor al 5%. Ello se cumple en todos los casos de forma considerablemente holgada.

La composición mineralógica se realizó utilizando la metodología definida por la norma UNE 80304:2006 y se recoge en la Tabla 4.30. En ella se presentan los valores medios de la contribución de las fases principales que componen el clínker con las potencialmente calculadas. Si bien se observan diferencias, cabe reseñar que la composición potencial indica un orden de magnitud posible de la participación de la fase correspondiente, como puede deducirse del análisis de los resultados; se puede por tanto considerar que la aproximación teórica dadas las características y magnitud del producto industrial es suficientemente correcta.

Tabla 4.30 Comparación de la composición media de los clínkeres fabricados con la composición potencial

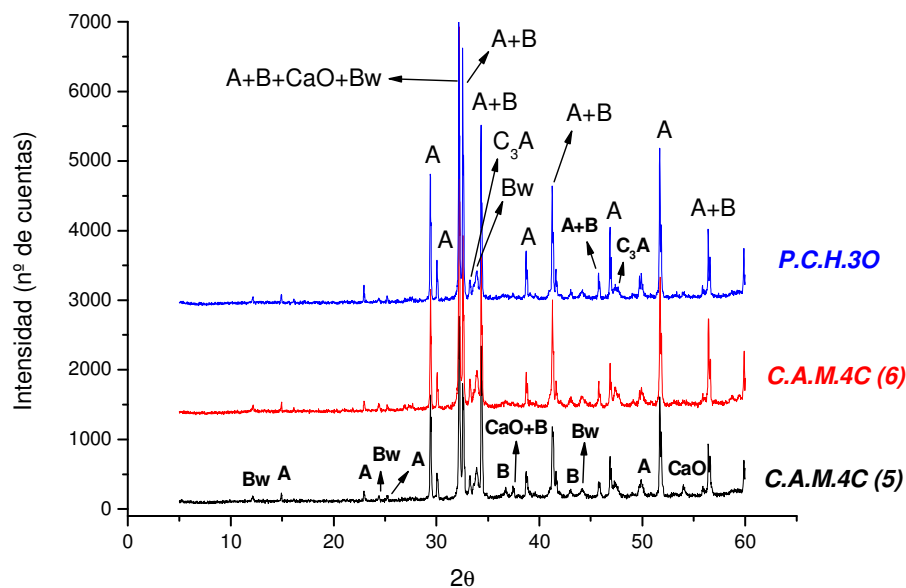
Fases del clínker	Unidad	Composición Potencial		Media Resultados
		[Bogue]	[UNE 80304]	
C₃S	%	70,5	70,5	68,0
C₂S	%	3,8	4,3	6,3
C₃A	%	8,2	8,2	8,3
C₄AF	%	11,8	11,8	11,4

Se observa por una parte una tendencia a atribuir un valor más elevado en la fase C₃S utilizando los métodos de cálculo de la composición potencial. Por otra parte los métodos subestiman asimismo la contribución de la fase C₂S. EN todo caso cabe señalar que no se han aplicado las correcciones recomendadas en UNE 80304 a los resultados por no conocerse las condiciones concretas del magma y la cocción del horno durante la prueba. En todo caso, y dado que las diferencias son pequeñas se considera que los resultados son coherentes. Del mismo modo se observa que más de las dos terceras partes de la masa de la muestra están constituidas por la suma de C₃S y C₂S, lo cual es uno de los requisitos para constituir Clínker Portland, según UNE-EN 197-1:2000.

Caracterización mineralógica DRX del clínker

Se realizó la caracterización de los clínkeres fabricados en el ensayo industrial por análisis por DRX y microscopía óptica, analizando tres muestras. Dos de muestras de clínker de alimentación al molino 4C con una adición 5% de Neutral de dos días de operación diferentes CAM4C(5) y CAM4C(6) y una muestra de producción de clínker del horno 3O, PCH3O, sin que se hubiera producido sustitución con Neutral. En la Figura 4.9 se presentan los espectros DRX de dichas muestras.

Figura 4.9. Espectros DRX de clínker fabricado con Neutral (CAM4C(5,6)) y clínker sin sustitución (PCH30) [IETCC; 2010]



A=alita; B=Belita; Bw=Brownmillerita=C4AF; CaO= óxido de calcio; C3A=aluminato tricálcico

Tal como se puede observar en la figura 4.9 los espectros de DRX para las tres muestras siguen un mismo patrón de composición para las principales fases del clínker (alita, velita, brownmillerita, óxido de calcio y aluminato tricálcico) y con idénticos valores de ángulos de difracción y con una intensidad relativa proporcional. De ello puede deducirse que las muestras de clínker con Neutral presentan una composición mineralógica similar a la del clínker fabricado sin sustitución. Adicionalmente cabe señalar que no se aprecian en las muestras con Neutral compuestos minerales distintos de la muestra obtenida por la fabricación de clínker sin sustitución, con lo cual, ello, añadido a las reducidas diferencias encontradas en la composición valorada de forma cuantitativa, cabe esperar un comportamiento similar de los clínkeres en el proceso de hidratación y fraguado.

Caracterización morfológica de los clínkeres

Las micrografías de microscopía óptica de luz reflejada (figuras 4.10 – 4.12) posibilitaron la valoración cualitativa de la morfología del clínker, así como el tamaño y distribución de las distintas fases que lo componen. Como sistema de referencia se utilizó las recomendaciones de Taylor [Taylor, 1990] que proporciona información sobre el aspecto que deben presentar idealmente las fases.

Los cristales ideales de Alita (C_3S) deben tener un tamaño medio de entre 15 y 20 μm , a pesar de que en la práctica suelen ser mayores. Es conveniente que la distribución de las fases sea homogénea e isotrópica en toda la sección de la muestra observada, presentando una apariencia uniforme. Los cristales de Belita (C_2S) se estima deben presentar un tamaño medio de entre 25 y 40 μm . Debido al enfriamiento forzado al que se somete al clínker al salir del horno de cocción se frena el crecimiento cristalino de las fases de aluminato (C_3A) y ferrito (C_4AF). Estas pasan a formar parte de una matriz intersticial entre Alitas y Belitas con tamaños en el orden de magnitud de varias micras. El ferrito suele encontrarse en forma dendrítica, o de agujas, en una matriz de

aluminato. El aluminato, normalmente cúbico, suele tender a llenar los espacios entre el resto de las fases presentando un aspecto amorfo.

Figura 4.10 Morfología clínker C.A.M. 4C(5), (5% de Neutral, horno 4C, fabricado 05.02.2010) [IETCC, 2010]

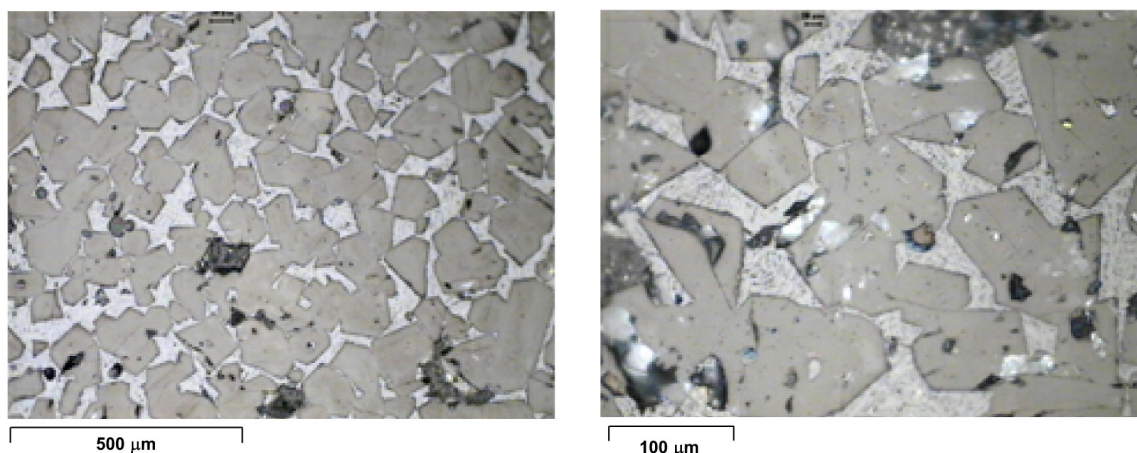


Figura 4.11 Morfología clínker C.A.M. 4C(6), (5% de Neutral, horno 4C, fabricado 06.02.2010) [IETCC, 2010]

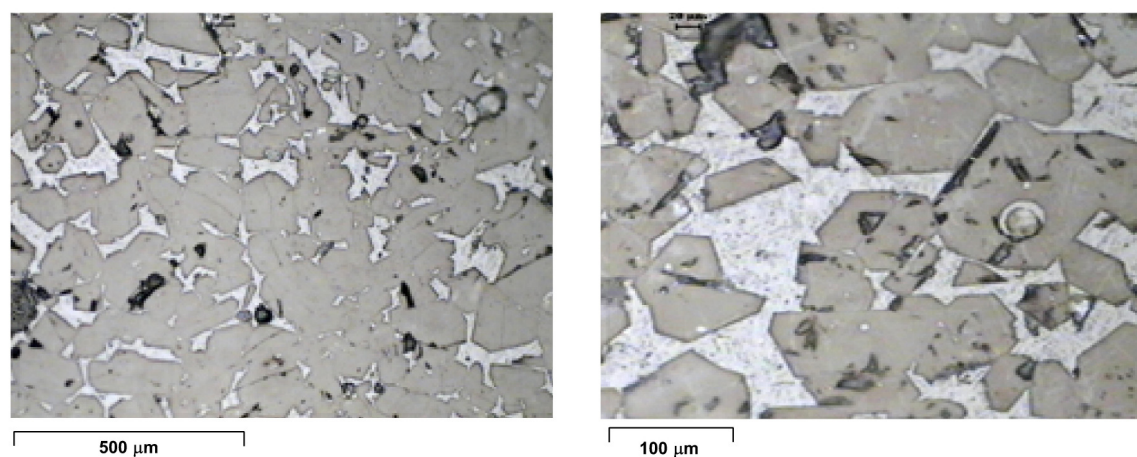
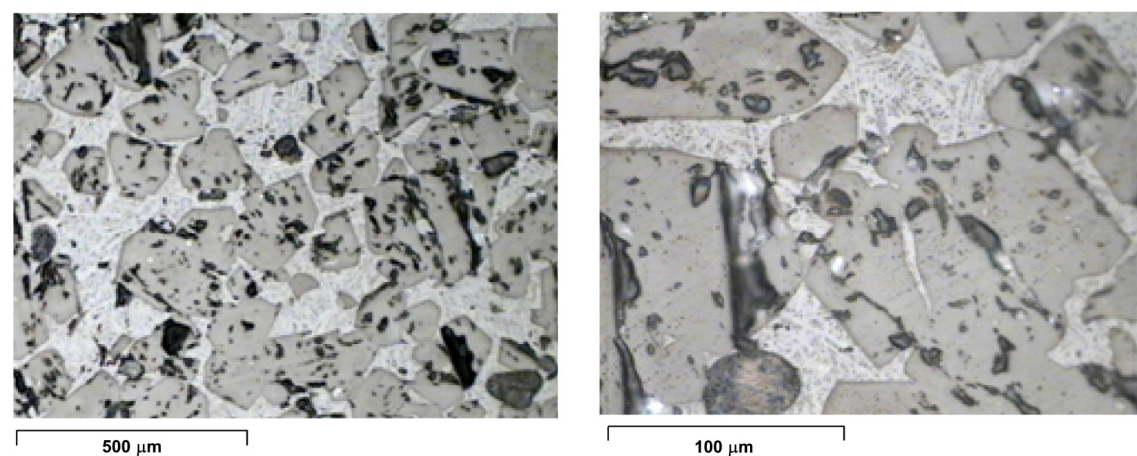


Figura 4.12 Morfología clínker PCH3O, (Producción habitual horno 3O, sin sustitución) [IETCC, 2010]



Como se comprueba en las micrografías, los clínkeres presentan un aspecto similar y un tamaño de grano asimismo similar (ver escala gráfica). Los tamaños medios de los granos de la Alita (cristales grandes angulosos) se estiman en torno a los 100 – 120 µm, mientras que los de la Belita (cristales de tamaño medio más redondeados) se encuentran alrededor de los 80 µm. Como

se ha comentado, la bibliografía describe el fenómeno que en la práctica puedan aparecer tamaños de grano de dicho orden [Taylor, 1990]. Por otra parte, apenas se observa cal libre en las muestras (que aparecerían en la imagen como nódulos aislados o clústeres oscuros), lo cual es coherente con los análisis cuantitativos.

Las imágenes responden asimismo a la descripción expresada por Taylor [Taylor, 1990] del aspecto normal del clínker Portland. En cualquier caso cabe observar una mayor fase intersticial en el clínker del horno 3O (fabricación normal de clínker sin sustitución), como se puede comprobar en la figura 4.12 en relación a los clínkeres fabricados en el horno 4C (figuras 4.10 y 4.11). Ello puede responder a una menor temperatura de cocción y un enfriamiento algo más lento. Las manchas oscuras de la micrografía del clínker 3O corresponden principalmente a un diferente pulido de la superficie de la muestra que pueden confundirse en algunos casos con nódulos de cal libre. Las diferencias de aspecto entre las muestras 4C(5) y 4C(6) pueden corresponder asimismo a diferencias en las condiciones térmicas de la fabricación, teniendo en cuenta que corresponden a días sucesivos. Por tanto podemos concluir que el aspecto de las muestras se encuentra dentro de la normalidad.

4.1.6.4 Producción y caracterización de cemento

Las muestras de clínker fabricado con fango estabilizado, Neutral, fueron utilizadas en dos días consecutivos, (5/2/2010 y 6/2/2010) en el molino 4C de la fábrica para obtener un cemento tipo CEM II/A-L 42,5 R. Los resultados del análisis de las muestras de cemento se recogen en la tabla 4.31 junto con la media global de los parámetros para el mes de febrero y, asimismo, junto a los mismos valores correspondientes a los días anterior y posterior a la prueba.

Tabla 4.31 Resultados del análisis del cemento obtenido

Parámetro	Unidad	Día anterior (04/02/2010)	Cemento con Neutral (05/02/2010)	Día posterior a la prueba (06/02/2010)	Media Global mes Febrero 2010
SiO ₂	%	18,24	18,04	18,37	18,45
Fe ₂ O ₃	%	3,4	3,41	3,64	3,52
Al ₂ O ₃	%	5,62	5,38	5,67	5,51
CaO	%	65,51	65,64	64,53	64,90
MgO	%	2,18	2,14	2,23	2,15
SO ₃	%	3,46	3,29	3,26	3,30
PF	%	6,46	6,37	6,33	6,49
Blaine	cm ² /g	3981	3896	4033	3984
CaO libre	%	1,01	1,01	0,62	---
Cr (VI)	ppm	0,02	0,02	0,02	---
Resistencia a 1 día	MPa	13,8	12,8	13,6	14,1
Resistencia a 2 días	MPa	26,9	25,7	27,1	26,9
Resistencia a 7 días	MPa	43,2	41,2	41,4	41,5
Resistencia a 28 días	MPa	53,4	51,3	51,7	52,5

Las composiciones químicas obtenidas corresponden a clínkeres Portland dentro de su composición característica. El contenido en MgO, que en exceso puede provocar la formación de periclasa y expansión durante el endurecimiento, está en todos los casos por debajo de 2,5%, cuando la limitación orientativa para este compuesto se establece en la práctica del orden del 4 – 5%. Asimismo, el contenido en sulfatos está dentro de rango, situándose por debajo de la limitación del 4% que expresa la RC-03. El contenido en cromo hexavalente (Cr VI), responsable de posible dermatitis por contacto con la piel, se encuentra en cantidades muy reducidas y por debajo de los límites expresados en la legislación. Según la orden Pre/1954/2004, transposición en España de la Directiva 2003/53/CE, de 22 de junio, el contenido en este elemento se debe encontrar por debajo de 2 ppm una vez hidratado, teniendo en cuenta que las relaciones agua cemento habituales se sitúan en torno a 1:4.

La misma norma europea, ya citada con anterioridad [UNE-EN 197-1:2000] estipula unos valores límite para los cementos CEM I (cementos Portland comunes) en relación a la pérdida por calcinación, residuo insoluble, sulfatos y cloruros. Si bien no se ha podido disponer de la información al respecto de los cloruros y residuos insolubles, si se ha podido comprobar que tanto los sulfatos y como la pérdida por calcinación cumplen con los requisitos expresados por la norma.

La utilización de lodos de depuración de aguas residuales tras haber sido sometidos a procesos de secado térmico en procesos de fabricación de clínker como sustituto energético del coque de carbón o de lodos estabilizados con agentes alcalinos como óxido de calcio o cenizas volantes para la fabricación de cementos es un área de investigación con creciente interés en los últimos años [Valls, 2000; Li, 2001, Valls 2002, Malliou, 2007]. En estos estudios se ha puesto de manifiesto que los lodos de plantas de depuración de aguas residuales pueden ser solidificados y estabilizados en las matrices de cemento Portland. Cuando estos han sido estabilizados con óxido de calcio, el hidróxido de calcio o la etringita. Los principales productos de la hidratación del cemento son productos de las etapas iniciales del proceso de curado donde la formación de etringita favorece la fuerza de compresión. En general la mayor parte de estos estudios se habían realizado a escala de laboratorio o como máximo a escala piloto de laboratorio. Los resultados de este estudio que se realizaron a escala industrial han confirmado estos laboratorios indicando la viabilidad de su sustitución para producir cemento Portland atendiendo a los requerimientos de calidad. Un área de interés a nivel de investigación había sido el desarrollo de procedimientos de estudio y tests de lixiviación para determinar la influencia de la presencia de metales en pequeñas concentraciones en los fangos deshidratados. En general la retención de estas especies metálicas en el cemento Portland hidratado se había enunciado como combinación de más de un proceso [Boura, 2003; Fernandez-Olmo, 2001].

Así mismo los estudios habían planteado dudas sobre la influencia del elevado contenido en materia orgánica y de especies metálicas presentes en el fango podían tener un efecto en la durabilidad, y se habían planteado la necesidad de estudios a escala industrial que pudieran confirmar esta influencia [Lin, 2005; Chen, 2010]. Los estudios de caracterización de los cementos producidos en el ensayo industrial no han identificado la potencial influencia de la fracción de materia orgánica presente en el inertizado obtenido en la planta Alchimix. De forma similar y teniendo en cuenta que el grado de sustitución de Neutral en la producción de clínker no ha superado el 5% en peso del crudo, los análisis no han identificado problemas en cuanto a la presencia de metales presentes en el cemento producido.

Los valores de resistencia a lo largo de los días se incrementa de forma coherente con los valores expresados por Duda [Duda, 1977], para el cemento Portland normal en función de la superficie específica de las muestras (en el orden de 4.000 cm²/g), si bien se observan pequeñas desviaciones del comportamiento de la muestras fabricadas respecto al comportamiento medio descrito en la bibliografía, presentando por lo general resistencias superiores. Ello en todo caso se considera una característica favorable en la calidad del cemento fabricado.

Cabe reseñar que los valores de referencia para el cemento fabricado según norma RC-03 Instrucción para la recepción de cemento, aprobada por Real Decreto 1797/2003 de 26 de diciembre [BOE, 2003] indica que los cementos clase 42,5 R deben proveer de una resistencia final (a 28 días) entre 42,5 y 62,5 N/mm² o MPa, lo cual, como se comprueba en la tabla 4.31 se cumple para la totalidad de los casos. Se cumplen asimismo en todos los casos (tabla 4.31) los valores de resistencia a 2 días, que según la norma debe ser mayor a 20 N/mm².

4.2 ANÁLISIS DE LA VIABILIDAD AMBIENTAL

4.2.1 Análisis de las inmisiones derivadas en el proceso de estabilización de fangos con cal.

El estudio del análisis de emisiones derivadas del proceso de estabilización de fangos con óxido de calcio requirió la realización de un conjunto de datos meteorológicos.

4.2.1.1 Recolección de variables meteorológicas: datos de entrada

Datos de las emisiones. Se utilizaron las emisiones estimadas son las procedentes del conducto de evacuación de los gases considerados como un foco de emisión puntual y se tomaron como valores promedio de las mediciones realizadas.

Datos de los receptores. Se han considerado dos mallas diferentes para tener en cuenta los efectos del contaminante a medio alcance y a corto alcance. Dada la escasa altura del foco y la velocidad de salida de los gases, los efectos a largo alcance pueden considerarse nulos. La tabla 4.32 muestra las características de las dos mallas consideradas.

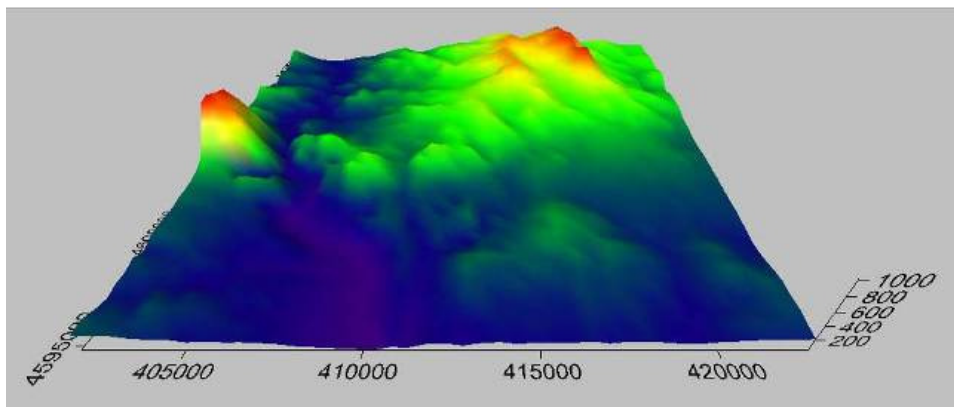
Tabla 4.32. Características de las mallas utilizadas en el estudio.

	Malla 1 (corto alcance)	Malla 2 (medio alcance)
Tamaño de celda (m)	20 x 20	100 x 100
Tamaño de malla (km)	1.5 x 1.5	10 x 10
Número de receptores	5776	10201
UTM X mínima	412.150	408.000
UTM X máxima	413.650	418.000
UTM Y mínima	4.604.000	4600000
UTM Y máxima	4.605.500	4.610.000

Datos topográficos. La topografía de la zona, necesaria como entrada para el modelo, se ha obtenido a partir de los datos del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) del Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC). Este modelo permite obtener las elevaciones del terreno mediante una malla de

una resolución de 30 m x 30 m. Usando este modelo de elevaciones, la visualización en tres dimensiones de la zona geográfica correspondiente a la red de receptores especificada anteriormente es la que se presenta en la figura 4.13.

Figura 4.13. Representación de la topografía en 3D de la zona considerada para la modelización



Datos meteorológicos. En este estudio y siguiendo las indicaciones del Departament de Medi Ambient en Estudios de Impacto Ambiental, se utilizaron datos de la estación meteorológica de Rellinars para el año 2009, perteneciente a la red XMET, que por encontrarse a muy poca distancia del foco emisor representa una fuente de datos idónea. Si bien, la estación más cercana al emplazamiento era la estación de Vacarisses, no presentaba una ubicación óptima que asegurase la representatividad de los datos necesarios debido a la interferencia de los accidentes geográficos. Las características principales físicas de la estación meteorológica de Rellinars se presentan en la tabla 4.33.

Tabla 4.33 Ubicación de la estación meteorológica de Rellinars

Lat.	Long.	Altura	Distancia al foco emisor (km)
41,633° N	1,918° E	428 m.s.n.m.	4,5

La estación registra los valores de temperatura, presión parcial de vapor, humedad relativa, temperatura punto de rocío, temperatura termómetro húmedo, velocidad de viento, dirección de viento, pluviometría, radiación global, evapotranspiración. El rango de datos disponible fue entre el 18/02/1998 y 11/05/2011. La metodología de medida supone el registro de medias horarias, diarias y extremas de acuerdo a las integraciones sucesivas sobre los datos tomados cada 3 segundos por el datalogger de la estación.

Se representan a continuación los resultados correspondientes a la serie de datos completa para las direcciones y velocidades de vientos en la zona, ya que estas variables constituyen uno de los principales factores que determinará el comportamiento de los contaminantes en el modelo de dispersión. Se presentan los datos correspondientes al año 2009, año del que se utilizarán los datos definidos como representativos para el modelo de dispersión de contaminantes. Se ha comprobado que las variables meteorológicas correspondientes a este año son representativas de

la zona, y por lo tanto que la elección de los datos del año 2009 son representativos y se dan como validos.

Rosa de vientos. El régimen de vientos correspondiente a la estación de Rellinars para el 2009, se observan tres tendencias claramente dominantes: por un lado, los vientos procedentes del N y NEE, con frecuencias entre el 9,5 y 11 %; y por otro, los vientos del SSO, que presentan frecuencias en torno al 8%. El resto se distribuye de una manera más o menos uniforme, tal como se observa en la Figura 4.14 a. En cuanto a la intensidad (velocidad) del viento, en el diagrama de Weibull (Figura 4.14 b, y la Tabla 4.34), se aprecia que la mayor parte de los vientos de intensidad moderada corresponden a vientos procedentes de componente Sur. Sin embargo, en general se trata de una zona con ausencia de vientos fuertes, como lo demuestra el bajo valor de la velocidad media anual, que se encuentra en 0,72 m/s.

Figura 4.14 Rosa de vientos (4.14 a.) y distribución ajustada de Weibull (4.14 b.) para la estación de Rellinars. Datos del año 2009

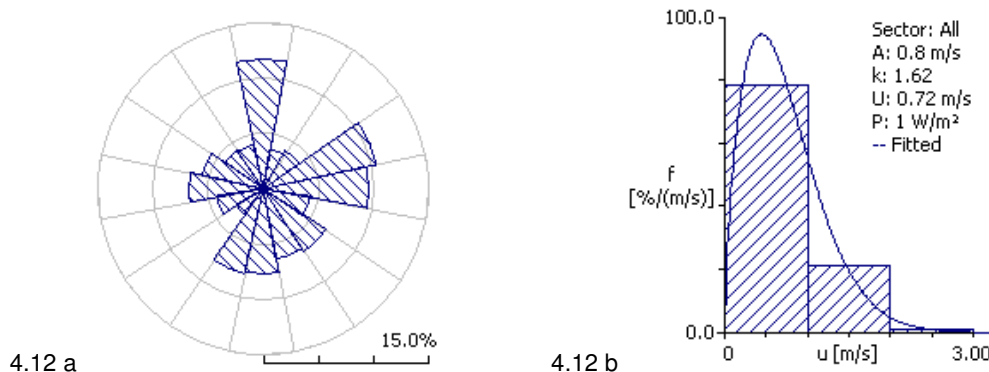


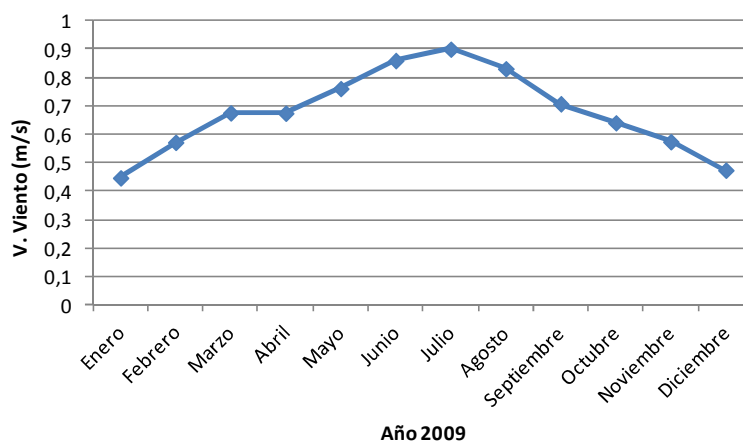
Tabla 4.34. Parámetros calculados caracterizando el campo de vientos en Rellinars. Datos del año 2009.

	Sector (°)																Total
	0	23	45	68	90	113	135	158	180	203	225	248	270	293	315	338	
A	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	0,9	1,3	1,3	1,4	1,3	0,6	0,7	0,7	0,6	0,5	0,5	0,8
k	4,9	2,6	3,0	2,0	1,9	1,6	2,4	3,0	3,3	2,5	2,1	1,8	1,50	2,1	4,6	7,4	1,6
U	0,5	0,53	0,52	0,59	0,5	0,8	1,1	1,1	1,2	1,1	0,5	0,5	0,66	0,5	0,5	0,4	0,7
f	11,7	3,6	3,9	10,5	9,5	4,2	6,8	6,4	7,7	7,8	2,9	4,2	6,8	5,6	4,2	4,1	100

A, k. Parámetros de la distribución ajustada de Weibull; U. Velocidad media; f. frecuencia acumulada por sector.

Velocidades del viento. De forma adicional, además de comparar la rosa de vientos para mostrar la tendencia en la dirección y velocidades de viento predominante, se ha realizado también un análisis mensual de las velocidades de viento registradas en los datos meteorológicos registrados en la estación de Rellinars. Los resultados de dicho análisis se presentan en la figura 4.15.

Figura 4.15 Perfil mensual de la velocidad media del viento. Estación de Rellinars. Datos del año 2009.



Los valores medios de la velocidad del viento son algo más elevados hacia la mitad del año (verano) si bien la oscilación es reducida en su globalidad en relación a otros emplazamientos. Aún así, a lo largo de todo el año las intensidades de viento halladas pueden considerarse como moderadas (julio representa el mes más ventoso con una intensidad media de 0,9 m/s).

Procesado de los datos meteorológicos. Las series de datos originales correspondientes a la estación de Rellinars y facilitadas por el Servei Meteorològic de Catalunya (SMC) son datos horarios, el formato de los mismos se muestra en la Tabla 4.35.

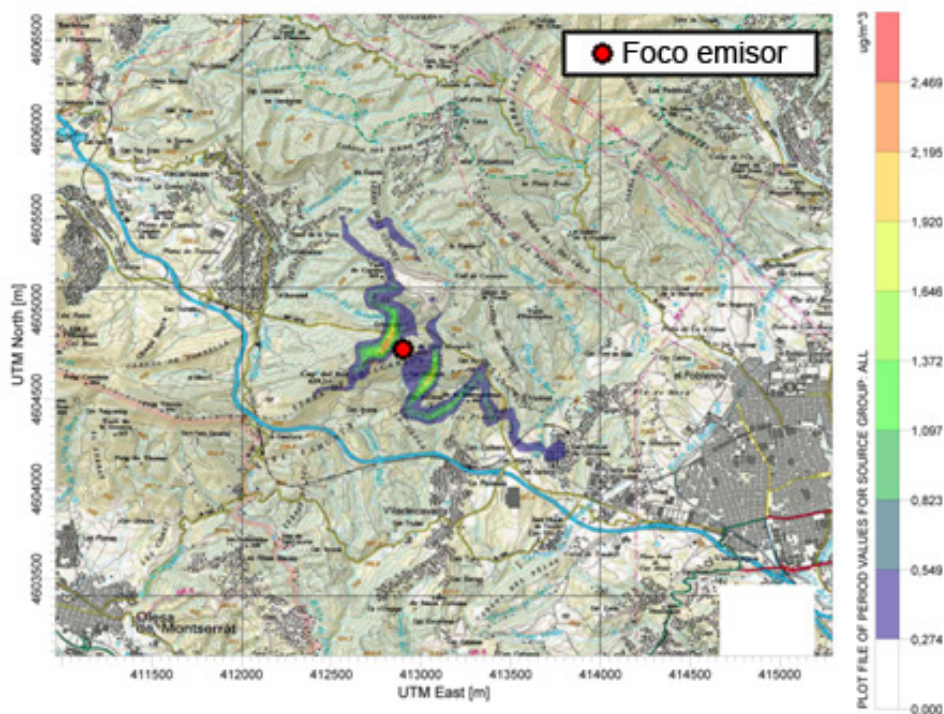
Tabla 4.35 Formato de la serie de datos original para el día 01.01.2009

AÑO	MES	DIA	HORA_SOL	TEMP	HR	PATM	DIR_V	VV2	PRECIPIT	GHI
2009	1	1	1	5,50	93	981	76	0,7	0	1
2009	1	1	2	5,10	94	980	42	0,4	0	1
2009	1	1	3	4,60	95	980	286	0,1	0	1
2009	1	1	4	4,40	95	980	71	0,5	0	1
2009	1	1	5	4,10	95	979	31	0,4	0	1
2009	1	1	6	3,80	95	979	38	0,1	0	1
2009	1	1	7	3,60	96	979	342	0,1	0	1
2009	1	1	8	3,60	96	979	28	0,3	0	8
2009	1	1	9	3,60	96	979	10	0,1	0	31
2009	1	1	10	4,90	96	980	17	0,2	0	120
2009	1	1	11	6,30	96	980	338	0,2	0	142
2009	1	1	12	7,30	95	980	304	0,4	0	176
2009	1	1	13	8,40	88	979	272	0,4	0	200
2009	1	1	14	8,50	84	979	295	0,3	0	141
2009	1	1	15	8,80	82	979	302	0,1	0	100
2009	1	1	16	8,30	85	979	278	0,1	0	45
2009	1	1	17	7,50	88	979	88	0,5	0	6
2009	1	1	18	6,60	91	979	61	0,8	0	1
2009	1	1	19	7,00	91	979	78	0,6	0	1
2009	1	1	20	7,10	90	980	164	0,2	0	1
2009	1	1	21	6,90	91	980	42	0,1	0	1
2009	1	1	22	6,20	92	980	288	0,1	0	1
2009	1	1	23	5,50	94	980	80	0,2	0	1
2009	1	1	24	5,50	95	979	83	0,2	0	1

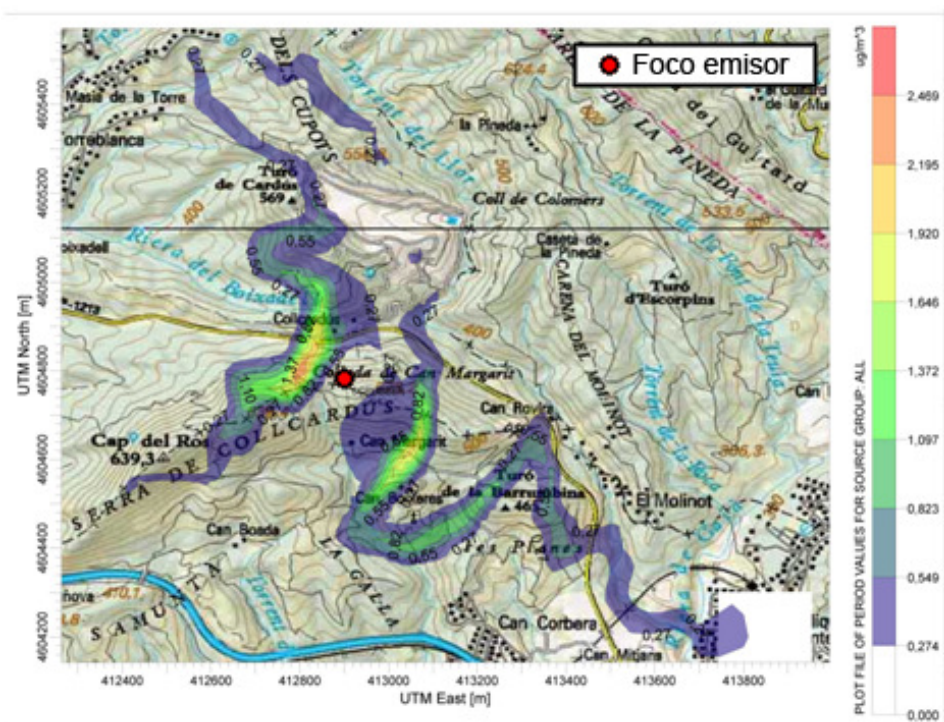
4.2.1.2 Modelización de las emisiones de la planta de estabilización de fangos con cal

Los resultados de las predicciones de las inmisiones potenciales de amoníaco y partículas, así como aquellos contaminantes minoritarios se describen en las figura 4.16 y 4.17. Los resultados de las simulaciones se han representado sobre el área de influencia donde estaba situada la planta y corresponden a estimaciones que recogen los valores más probables de las condiciones meteorológicas.

Figura 4.16 Medias anuales para las inmisiones de amoníaco a) detalle escala 1:25.000; b) detalles escala 1:10.000. Valor máximo 2,468 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



4.16a)



4.16b)

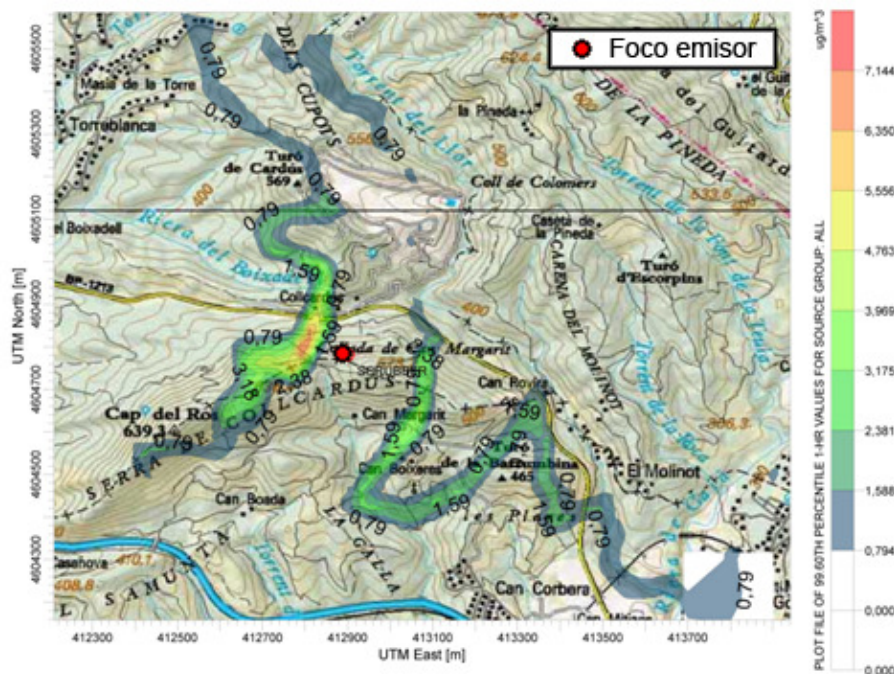
Las figuras 4.16 a y 4.16 b muestra las medias anuales de inmisión estimadas de amoníaco en el entorno de la planta, el valor máximo se encuentra al noroeste del foco con un valor de 2,468 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Como se observa el efecto de la orografía es en este caso determinante para la dispersión de los contaminantes. La planta se encuentra ubicada en una parcela en la falda del Turó de Cardús, en la Collada de Can Margarit y junto a un barranco. La configuración orográfica, fuertemente accidentada, los vientos dominantes en la zona, determinados por la estación de Rellinars, así como las condiciones de la emisión determinan el perfil de inmisiones presentado para el amoníaco, aunque el comportamiento general puede considerarse análogo para el resto de contaminantes, cada uno dentro de sus niveles de concentración, aplicando criterios de semejanza y dado que el modelo únicamente trata la dispersión desde el punto de vista de transporte y no modeliza transformaciones químicas.

Cabe señalar que la pluma de dispersión principal alcanza, aunque fuertemente atenuada, el núcleo urbano de Sant Miquel de Gonteres (al sureste de la instalación).

Del mismo modo se ha realizado la modelización del escenario de la dispersión de las partículas totales, asimilándolas a PM10, de acuerdo a los valores que regulan tanto las emisiones como las inmisiones para este parámetro. La aplicación del RD 1073/2002 y el análisis de resultados se deben hacer desde la perspectiva del percentil 99,6 de los valores anuales que representa el valor que no se supera en más de 35 veces al año. Los resultados de la modelización se presentan en la figura 4.17.

Figura 4.17. Valores de inmisión para el percentil 99,6 de la concentración de partículas. Escala. 1:10.000

Valor máximo 7,143 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



En la figura 4.17 se observa que el valor máximo, se encuentra en la misma ubicación que en el caso anterior, sobre la falda del Turó de Cardús, a unos 200 metros al noroeste del foco (en el mapa de inmisión se distingue por su color rojizo), y en este caso tiene un valor máximo de 7,14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, valor inferior al límite según la legislación comentada y que está estipulado en 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.1.3 Evaluación del cumplimiento de las emisiones de amoniaco.

La comparación de las emisiones de la planta se realizó tomando como referencia la campaña de emisiones realizada en septiembre de 2009, momento en el cual se considera que el desarrollo de la planta había concluido, los datos se recogen en la Tabla 4.36. En ella se puede comprobar que se cumplen los límites según la legislación para los contaminantes que han podido ser cuantificados según el método de análisis recomendado por la Administración. El nivel de emisión de amoníaco (23 mg/Nm^3) se encuentra por debajo del que la Administración ha comunicado podría tener la planta a la obtención de la Licencia Ambiental (30 mg/Nm^3). Por otra parte, del cálculo de las inmisiones derivadas se extrae que el valor de la inmisión media anual ($2,468 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) se encuentra asimismo por debajo de lo que establece la única normativa que le hace mención ($2,53 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) [RAMIP; 1961].

El nivel de emisión de partículas ($1,95 \text{ mg/Nm}^3$) se encuentra por debajo del límite de emisión regulado por el antiguo D 833/1975 (150 mg/Nm^3). Por otra parte, el percentil 96%, valor legislado de la inmisión de partículas por el RD 1073/2002 ($50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$), corresponde a un valor de $0,904 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

El valor de emisión del monóxido de carbono (CO) se estima en 86 ppm, mientras que el valor establecido por el D 833/1975 es de 500 ppm. Por otra parte, el valor máximo horario anual para la inmisión, calculado para el mismo parámetro (CO) corresponde a $525,16 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, valor muy inferior al límite establecido por el RD 1073/2002 (10 mg/m^3).

La emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs) se evaluó durante la campaña de medida en unos $1,47 \text{ mg/Nm}^3$. Como se ha comentado en el apartado 3.4.1, no existiendo una clasificación para el tipo de actividad concreta de que se trata se aplica el valor más restrictivo regulado según el RD 117/2003, y que corresponde a un valor de 20 mg de carbono por m^3 de aire. Se deduce que si bien el contenido de carbono puede variar en función de la composición de los COVs, su valor global se encuentra muy por debajo de la limitación elemental establecida para el carbono.

Cabe reseñar que el nivel de emisión del resto de la lista de contaminantes potenciales, de los cuales se han querido verificar, se encuentra por debajo del límite de detección según los métodos normalizados utilizados. Sin embargo se ha realizado una verificación con el objetivo de comparar la emisión potencial con el valor máximo de la escala y en todos los casos se han obtenido asimismo resultados coherentes con la normativa de referencia.

Tabla 4.36 Tabla de comprobación del cumplimiento de los niveles de emisión e inmisión según legislación aplicable.

Contaminante	Nivel de emisión	Límite de emisión	Inmisión estimada	Límite de Inmisión	Comentario
NH ₃	23 mg/Nm^3	30 mg/Nm^3 (tentativo Licencia Ambiental)	Máxima media anual: $2,468 \text{ } \mu\text{g/m}^3$	$2,53 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (RAMIP, 1961)	Cumple
Partículas (PST)	$1,95 \text{ mg/Nm}^3$	150 mg/Nm^3 (D 833/1975)	$7,143 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (%99,6)	$50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (%99,6 RD 1073/2002)	Cumple
NO _x (NO ₂)	$< 13,08 \text{ mg/Nm}^3$	Emisión por debajo del límite de detección			

SO ₂	< 0,88 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
CO	86 ppm	500 ppm (D 833/1975)	Máxima horaria anual. 525,16 µg/m ³	10 mg/m ³ (RD 1073/2002)	Cumple
H ₂ S	< 0,36 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
HCl	< 0,05 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
HF	0,95 mg/Nm ³	-----	0,101 µg/m ³	84 µg/m ³	Cumple
Cd	< 0,13 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
Hg	< 4,38 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
COVs	1,47 mg/Nm ³	20 mgC/Nm ³	-----	-----	Cumple
CH ₃ SH	< 0,11 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
C ₂ H ₅ SH	< 0,11 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			
CH ₃ (CH ₂) ₃ SH	< 0,11 mg/Nm ³	Emisión por debajo del límite de detección			

4.2.2 Resultados y discusión del Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

4.2.2.1 Comparación de los procesos de fabricación de cemento en una planta con tecnología tradicional y una utilizando las mejores técnicas disponibles (MTD).

En una primera fase se ha realizado un estudio de ACV donde se han comparado los datos de las antiguas líneas de producción de Ciments Molins con los datos de diseño de la nueva línea de producción (L6), así como con los datos provisionales obtenidos de planta durante la operación del primer semestre de 2011. Como se ha comentado en el apartado 3.5.2.5, los datos recopilados corresponden a la auditoría de datos de producción reales de la fábrica, los cuales se han cotejado con los datos de inventario de otras fuentes de datos [Boesch, 2010; Josa, 2007]. La realización del ACV ha seguido la guía metodológica establecida por la norma ISO 14040:2006, que establece las condiciones para la realización de este tipo de estudios.

Los datos de inventario de la fabricación de 1 kg de clínker en tres escenarios se presentan en la tabla 4.37. Se observan importantes diferencias en el consumo eléctrico y de coque de petróleo, debido principalmente a las mejoras en eficiencia energética alcanzadas en la nueva línea de producción (Línea 6). Las emisiones a la atmósfera del sistema de producción de clínker dependen principalmente del diseño del sistema, así como de la naturaleza y composición de las materias primas y combustibles [Gäbel, 2001]. En el caso de estudio, las emisiones se reducen debido al moderno diseño que incluye mejoras en eficiencia, así como al sistema de quemador indirecto, la unidad Reducción selectiva no catalítica (SNCR) para reducción de NO_x y a una reducción en la cantidad de combustible fósil por kilogramo de clínker (reducción de SO₂). Los valores presentados como primer trimestre 2011 corresponden a los últimos seis meses desde que la nueva línea (L6) se puso en marcha a finales del 2010.

Tabla 4.37 Parámetros seleccionados de los datos de inventario de la producción de clínker en los tres escenarios considerados

	Unidad	Entrada o emisión		
		L3, L4 y L5	Nueva L6 (Datos de Diseño)	Nueva L6 (1er trimestre 2011)
Materias Primas				
Caliza	kg/kg clínker	1,181		
Arcilla	kg/kg clínker	0,346		
Arenisca	kg/kg clínker	0,069		
Escoria de Hierro	kg/kg clínker	0,013		
Agua de proceso	m ³ /kg clínker	5,56x10 ⁻⁴	1,39 x10 ⁻⁴	
Energía				
Electricidad	kWh/kg clínker	7,57 x10 ⁻²	6,81 x10 ⁻²	6,94 x10 ⁻²
Coque de petróleo	kg/kg clínker	1,06 x10 ⁻¹	8,50 x10 ⁻²	9,06 x10 ⁻²
Lignito	kg/kg clínker	5,61 x10 ⁻⁹		
Gasóleo	kg/kg clínker	9,12 x10 ⁻⁷		
Fuel oil	kg/kg clínker	1,61 x10 ⁻⁹		
Transporte				
Coque de petróleo	t·km	1,008	0,806	
Caliza	t·km	1,7E x10 ⁻²		
Arcilla	t·km	3,5 x10 ⁻⁴		
Arenisca	t·km	1,4 x10 ⁻⁴		
Escoria de Hierro	t·km	1,3 x10 ⁻⁴		
Emisiones				
CO ₂	kg/kg clínker	0,856	0,796	0,822
NO _x	kg/kg clínker	1,55 x10 ⁻³	7,75 x10 ⁻⁴	1,23 x10 ⁻³
SO ₂	kg/kg clínker	5,06 x10 ⁻⁴	3,22 x10 ⁻⁴	2,32 x10 ⁻⁴
Partículas	kg/kg clínker	3,00 x10 ⁻⁵	1,50 x10 ⁻⁵	4,59 x10 ⁻⁶

Calentamiento Global

La metodología utilizada para la valoración del potencial de calentamiento global de cada una de las alternativas se basa en la cuantificación de gases GEI emitidos por unidad funcional, según criterios de contabilidad establecidos por el panel IPCC. Se demuestra que el potencial de calentamiento global puede reducirse en la producción de clínker mediante la utilización de las MTD. Los principales factores que determinan las emisiones de CO₂ en la producción de clínker son la eficiencia energética, la mezcla de combustibles que proporciona el calor necesario en su combustión, y en menor medida la cantidad de materiales carbonatados utilizados [Boesch,

Hellweg, 2010]. Las emisiones de GEI en el inventario realizado incluyen el dióxido de carbono (CO₂) el cual representa el 99% del impacto de calentamiento global en los tres escenarios estudiados; mientras que otros GEI, como son el óxido nitroso (N₂O) o el metano (CH₄) son emitidos en cantidades considerablemente inferiores [Josa et al., 2007]. El perfil de los impactos para los tres escenarios de producción de clínker considerados se presenta en la tabla 4.38.

Tabla 4.38. Caracterización de tres escenarios por los métodos IPCC y CML2000 (por kg de clínker)

Categoría	Unidad	L3, L4 y L5	Nueva L6 (Datos de Diseño) (% reducción)	Nueva L6 (1er trimestre 2011) (% reducción)
Potencial de calentamiento global (IPCC)	g CO ₂ -eq ^a	987	906 (8,2)	938 (5,0)
Acidificación (CML 2000)	g SO ₂ -eq	2.55	1.85 (27)	2.16 (15)
Eutrofización (CML 2000)	mg PO ₄ -eq	372	243 (35)	310 (17)
Agotamiento de recursos abióticos (CML 2000)	g Sb-eq	3.34	2.71 (19)	2.88 (14)
Agotamiento de la capa de ozono (CML 2000)	kg CFC-11-eq	6.4x10 ⁻⁸	5.2x10 ⁻⁸ (19)	5.5x10 ⁻⁸ (14)
Ecotoxicidad de las aguas frescas (CML 2000)	kg 1.4-DB-eq	10.5x10 ⁻³	9.1x10 ⁻³ (13)	9.5x10 ⁻³ (10)
Oxidación fotoquímica (CML 2000)	kg C ₂ H ₄	1.0x10 ⁻⁴	8.9x10 ⁻⁵ (13)	9.3x10 ⁻⁵ (10)

^a Incluye contribuciones menores de CH₄, N₂O y HF

En el caso del potencial de calentamiento global, la nueva línea de producción (Línea 6) presenta un cambio significativo en las emisiones de CO₂ comparado con las antiguas líneas de producción, alcanzando una reducción total del 5% en GEI durante el primer trimestre de 2011. Considerando la capacidad de producción de la nueva línea (4.100 toneladas de clínker al día) y considerando la reducción estimada del potencial de calentamiento global por método IPCC, es posible determinar una reducción diaria de 200 toneladas de CO₂ equivalente al día, por otra parte que si se consigue el objetivo de diseño, a final de 2011 puede ser de 331 toneladas de CO₂ equivalente por día. El resultado obtenido para la línea 6 (938 g CO₂-eq/kg clínker) es similar a los presentados por Boesch et al [Boesch, Hellweg, 2010] para los sistemas de horno de cemento con precalentador y precalciner, sin embargo debe de tenerse en cuenta que en el presente estudio los escenarios propuestos no consideran la utilización de combustibles alternativos, lo cual, normalmente, conlleva una reducción considerable (y adicional) de GEI [Boesch, Hellweg, 2010].

Acidificación y eutrofización

La acidificación y eutrofización corresponden a las emisiones de compuestos que pueden provocar múltiples efectos negativos para el entorno como ejemplos: lluvia ácida (caso de la acidificación) o la eutrofización (caso de la emisión de exceso de compuestos nitrogenados). La cuantificación de los impactos relacionados con estas categorías se realiza asimismo de acuerdo a la valoración de las cantidades emitidas por los compuestos que originan estas situaciones en relación a la unidad funcional básica del estudio.

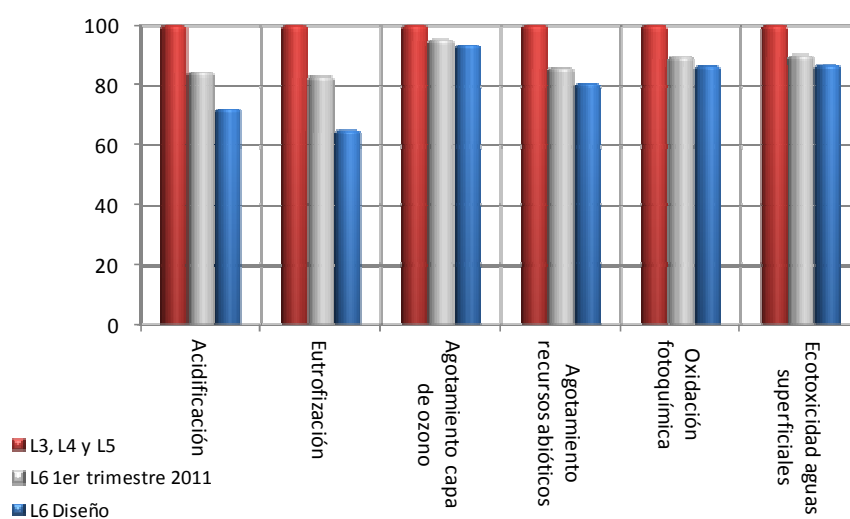
Las principales emisiones de SO₂ y NO_x durante la producción de cemento ocurren durante la combustión de los combustibles fósiles tanto en la producción de clínker como en los procesos asociados de transporte y maquinaria, aunque también pueden estar asociadas, en menor medida a las materias primas utilizadas. Estas emisiones pueden tener un efecto a escala regional del tipo acidificación y eutrofización, entre otros.

Las sustancias acidificantes causan una amplia variedad de impactos en el suelo, aguas subterráneas, aguas superficiales, organismos, ecosistemas y materiales (construcciones). El potencial de acidificación se expresa en gramos de SO₂ equivalente por kg de clínker. En el presente estudio se obtuvieron 2,55 y 2,16 para las líneas antiguas y la nueva línea 6 en el primer trimestre de 2011 respectivamente, lo que supone una reducción de alrededor del 15% en esta categoría de impacto. Estos valores pueden compararse con los obtenidos por Josa et al. [Josa, 2007] que eran de 1,2 y 3,4 gramos de SO₂ equivalente por kg de clínker para diferentes inventarios de cemento Portland en la Unión Europea. La mejora en el impacto asociado a la acidificación se identifica claramente con la reducción de NO_x y SO₂ en la nueva línea (L6) representando más del 99% del total del impacto de acidificación [Josa et al., 2007]. Estos ahorros se relacionan con el funcionamiento de la unidad SNCR en el caso de la reducción de NO_x y a la reducción en el consumo de combustibles fósiles (horno más eficiente) por kg de clínker en el caso de las emisiones de SO₂.

Existen otras emisiones que pueden ser consideradas, como amoníaco (NH₃), nitrógeno total (N-tot) y materia orgánica cuantificada como demanda química de oxígeno (DQO), pero su efecto en los inventarios analizados es despreciable en comparación con el efecto del NO_x. Las consecuencias identificadas con este impacto son el enriquecimiento de nutrientes en las reservas acuáticas y suelos cultivables. Los valores obtenidos en este estudio fueron de 372 y 310 mg de PO₄ equivalente por kg de clínker para las antiguas líneas y la línea 6 durante el primer trimestre 2011, respectivamente.

Los resultados, ilustrados por la figura 4.18, claramente indican que la nueva línea 6 presenta mejoras significativas desde el punto de vista de los impactos regionales como consecuencia de la reducción de las emisiones de NO_x y SO₂. Además, el objetivo propuesto de la línea 6 es de alcanzar los 27 y 35% de ahorro en las categorías de acidificación y eutrofización para finales de 2011.

Figura 4.18. Impactos ambientales determinados por la metodología CML2000 en la producción de clínker en los escenarios considerados



En la figura 4.18, se presentan los resultados para acidificación, eutrofización, así como otras categorías incluidas en el método de CML baseline para los escenarios considerados. Se

observan mejoras (entre 10 y 14%) en los indicadores de agotamiento de recursos abióticos y de la capa de ozono, ecotoxicidad de aguas frescas y oxidación fotoquímica en la línea 6, lo cual representa el 75% de la reducción esperada para el final de 2011. Estas mejoras pueden asimismo relacionarse con la mayor eficiencia energética, menor consumo de combustible fósiles por kg de clínker y reducción de emisiones.

Demanda de Exergía Acumulada

La demanda de exergía acumulada es un indicador definido como la suma de las exergías asociadas a todos los recursos necesarios para proveer un producto o proceso [Boesch et al., 2007]. En este caso se ha introducido para analizar la reducción de exergía de la naturaleza para proveer 1 kg de clínker. En este estudio se obtuvieron valores de 8,5 y 7,4 MJ equivalentes por kilogramo de clínker para las antiguas líneas y la nueva línea 6 en el primer trimestre, respectivamente. Ello significa que la L6 (basada en las MTD) alcanzó casi un 13% en reducción de consumo de recursos, en términos de la demanda de exergía acumulada para la obtención de 1 kg de clínker comparado con las antiguas líneas, esperándose obtener un 18% de reducción para finales de 2011.

Evaluación de daños

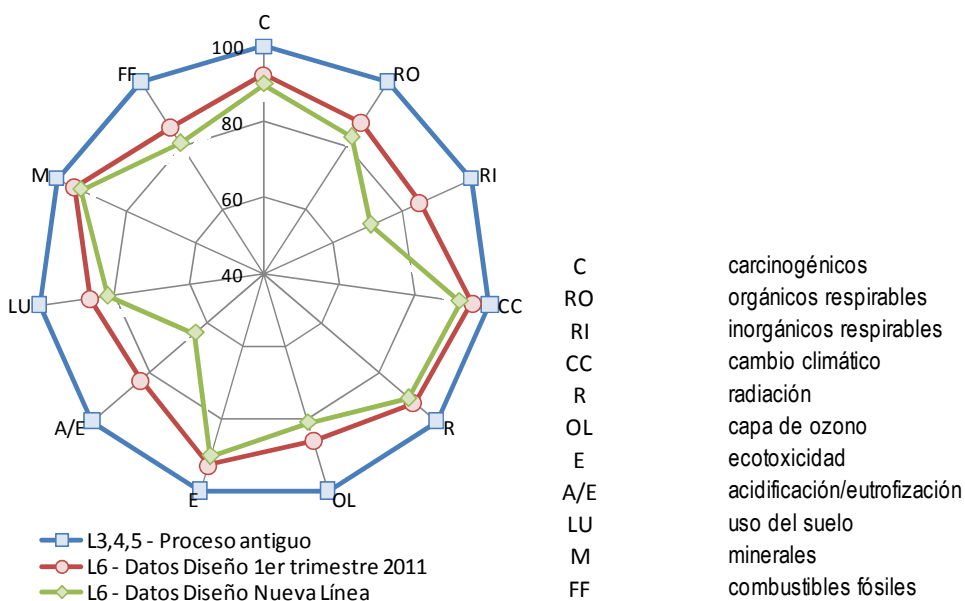
Para la evaluación de los daños finales (tipo END-POINT) se ha optado por la utilización de la metodología Ecoindicador-99, que valora diferentes aspectos que pueden agruparse en tres categorías: impactos a la salud humana, impactos a la calidad de los ecosistemas y agotamiento de recursos). En la tabla 4.39 se presentan los valores obtenidos tras la etapa de caracterización para los escenarios considerados. La figura 4.19 presenta la huella ambiental de los tres escenarios. Para cada categoría se obtuvo un valor de caracterización, asignándose en cada categoría un valor de 100 a la alternativa menos favorable (líneas antiguas); el resultado de la caracterización en cada categoría se dividió por el factor correspondiente a la alternativa menos favorable, de modo que es posible identificar cuánto más favorable o desfavorable son estas. En la misma figura 4.19 se muestra cómo la huella del daño de la línea L6 es menor que la de las líneas antiguas y como los objetivos de mejora ambiental marcados por el diseño son aun más destacables de los observados el primer trimestre del 2011. Se observan diferencias significativas en las categorías de acidificación/eutrofización, capa de ozono, combustibles fósiles, uso de suelos e inorgánicos respirables, las cuales son atribuibles a la reducción de emisiones, aumento de la eficiencia energética y reducción en el consumo de combustibles.

Tabla 4.39. Caracterización y evaluación de daños. Ecoindicador 99 (valor medio)

Categoría	Unidad	L3, L4 y L5	Nueva L6 (Datos de Diseño) (% reducción)	Nueva L6 (1er trimestre 2011) (% reducción)
Etapa de caracterización				
Carcinogénicos	DALY·10 ⁷	0,141	0,127 (10)	0,130 (8)
Orgánicos respirables	DALY·10 ¹⁰	3,12	2,58 (17)	2,72 (13)
Inorgánicos respirables	DALY·10 ⁷	3,40	2,42 (29)	2,90 (15)
Cambio climático	DALY·10 ⁷	2,07	1,90 (8)	1,97 (5)
Radiación	DALY·10 ⁹	1,63	1,47 (10)	1,50 (8)
Capa de ozono	DALY·10 ¹¹	6,73	5,46 (19)	5,79 (14)
Ecotoxicidad	PAF·m2 yr	0,0331	0,0298 (10)	0,0331 (7)
Acidificación/Eutrofización	PDF·m2 yr	0,015	0,009 (36)	0,012 (17)

Uso de suelos	PDF·m2 yr·10 ³	7,15	5,84 (18)	6,19 (13)
Minerales	MJ surplus·10 ³	3,28	3,06 (7)	3,11 (5)
Combustibles fósiles	MJ surplus·10 ³	980	793 (19)	842 (14)
Evaluación del daño				
Salud humana	DALY·10 ⁷	5,65	4,47 (21)	5,02 (11)
Calidad de ecosistemas	PDF·m2 yr·10 ²	5,54	4,54 (18)	4,94 (11)
Recursos	MJ surplus·10	9,83	7,96 (19)	8,45 (14)

Figura 4.19. Huella ambiental de los escenarios considerados



Se consideró asimismo la evaluación de daños como suma de las categorías parciales. El daño a la salud humana está relacionado con las categorías de carcinogénicos, orgánicos respirables, cambio climático, radiación y capa de ozono; el daño a la calidad de los ecosistemas está asociada con las categorías de ecotoxicidad, acidificación/eutrofización y uso de suelos, y el daño a los recursos está relacionado con las categorías de minerales y fósil [Rivela, 2004; Navia., 2006], presentándose los valores de la evaluación de daños asimismo en la tabla 4.39.

El análisis de daños indica que durante el primer trimestre de 2011, la nueva línea 6 presentó una reducción significativa del daño a la salud humana (11%), a la calidad de los ecosistemas (11%) y a recursos (14%) en comparación con las antiguas líneas. Además, según los objetivos de diseño se espera que dichos valores alcancen entre el 18-21% (tabla 4.37). Los resultados confirman que el sistema de horno eficiente implica una reducción significativa en el impacto sobre la categoría de recursos debido al menor consumo de combustibles fósiles. Además los resultados confirman asimismo la mejora ambiental con la utilización de las MTD en la producción de clínker. Es importante recalcar que más del 60% de la reducción definida por los objetivos de diseño se alcanzaron durante los primeros 6 meses de operación de la nueva L6 y que se espera conseguir el restante 40% a finales de 2011.

4.2.2.2 Comparación de los procesos de sustitución de materia prima y combustible en la industria cementera.

La evaluación ambiental desde el punto de vista del uso de combustibles o materia prima alternativos en la producción de clínker fue considerada mediante la metodología de ACV. Este segundo estudio permitió introducir una cierta complejidad en los sistemas analizados con un mayor alcance en cuanto a sus límites, incluyendo dos vías distintas de gestión de fangos EDAR: la sustitución energética de fangos secado previamente mediante un proceso de secado térmico a baja temperatura basado en la tecnología propia de STC; y la valorización material del producto de la estabilización de fangos con adición de óxido de calcio basado en la tecnología Alchimix. La realización de los inventarios ha supuesto, al igual que en el caso anterior el recabar información real de la operación de los sistemas adicionales que han acoplado a la fábrica de clínker, que en este caso se considera opera ya con el nuevo proceso que constituye la línea L6 de la fábrica de Ciments Molins, esto es con las MTD.

Los datos de inventario de la producción de clínker para los escenarios considerados se presentan en la tabla 4.40. Las diferencias observadas en los valores obtenidos están relacionadas con la sustitución de materias primas y combustible. Por ejemplo, la reducción del consumo eléctrico es debida a los ahorros en trituración y afino en la sustitución de materias primas, mientras que en el caso de la sustitución de combustible fósil es debida al ahorro en la molienda del coque. La reducción en la partida de coque es debida a un menor consumo en el caso de la sustitución energética, mientras que en el escenario de sustitución de materia prima es debido a una menor entalpía de disociación en el caso de la deshidratación del hidróxido de calcio en relación con la de una descarbonatación en la caliza original. Se observa asimismo cómo se reducen las partidas correspondientes al transporte de coque y caliza, debido a su menor consumo en la fábrica. Por otro lado, las emisiones de CO₂ relacionadas con la combustión de fangos de depuradora se consideran 100% biogénicas [Boesch, Hellweg, 2009]. Además, los ahorros en emisiones de CO₂ en el caso de la sustitución de materia prima están relacionados con un menor consumo de caliza (carbonato de calcio). No se han establecido diferencias en las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x).

Tabla 4.40 Parámetros seleccionados del inventario de producción de 1 kg de clínker (sin sustitución, con aprovechamiento energético de fangos de depuradora secos y con aprovechamiento de inertizado de fangos de depuradora como materia prima alternativa

	Unidad	Entrada o emisión		
		Línea Producción (L6) sin sustitución	Sustitución de materia prima	Sustitución de combustible
Pretratamiento Fangos				
Gas Natural	kWh/kg fango seco	-	-	4,81
Electricidad	kWh/kg fango seco	-	-	0,13
Óxido de calcio	kg/kg neutral	-	0,28	-
Electricidad	kWh/kg neutral	-	0,01	-
Materias primas				
Caliza	kg/kg clínker	1,181	1,15	1,181
Arcilla	kg/kg clínker		0,346	

Arenisca	kg/kg clínker	0,069		
Escoria de hierro	kg/kg clínker	0,013		
Lodo EDAR(materia seca)	kg/kg clínker	-	0,0158	-
Agua de proceso	m ³ /kg clínker	1,39x10 ⁻⁴		
Energía				
Electricidad	kWh/kg clínker	6,81 x10 ⁻²	6,80x10 ⁻²	6,77x10 ⁻²
Coque petróleo	kg/kg clínker	8,50 x10 ⁻²	8,45x10 ⁻²	7,65x10 ⁻²
Lignito	kg/kg clínker	5,61x10 ⁻⁹		
Gasóleo	kg/kg clínker	9,12x10 ⁻⁷		
Fuel oil	kg/kg clínker	1,61 x10 ⁻⁹	1,61x10 ⁻⁹	
Lodo EDAR (materia seca)	kg/kg clínker	-	-	0,0158
Transporte				
Coque petróleo	t·km	0,765	0,761	0,688
Caliza	t·km	1,77E x10 ⁻²	1,72x10 ⁻²	1,77x10 ⁻²
Arcilla	t·km	3,5x10 ⁻⁴		
Arenisca	t·km	1,4x10 ⁻⁴		
Escoria de hierro	t·km	1,3x10 ⁻⁴		
Emisiones				
CO ₂ –Fósil	kg/kg clínker	0,796	0,782	0,768
CO ₂ – Biogénico	kg/kg clínker	-	-	0,018
NOx	kg/kg clínker	7,75 x10 ⁻⁴		
SO ₂	kg/kg clínker	4,15 x10 ⁻⁴	4,12x10 ⁻⁴	3,73x10 ⁻⁴
Cd	kg/kg clínker	5,84x10 ⁻⁹	5,26x10 ⁻⁹	5,26x10 ⁻⁹
As	kg/kg clínker	1,11x10 ⁻⁸		
Hg	kg/kg clínker	2,63x10 ⁻⁸	2,44x10 ⁻⁸	2,41x10 ⁻⁸
Dioxinas	kg/kg clínker	2,87 x10 ⁻¹⁴		
PCB	kg/kg clínker	4,75 x10 ⁻¹⁵		

Para la estimación de los valores de emisión de SO₂ en los escenarios considerados se tuvo en cuenta el contenido en azufre en el coque. El contenido en metales pesados se estimó en base a la composición de las corrientes de entrada y salida del sistema de acuerdo a coeficientes de transferencia determinados por Boesch y Hellweg [Boesch, Hellweg, 2009]. Por otra parte, se ha considerado que la fracción inorgánica de los fangos como despreciable.

Impactos Mid-Point

Las principales fuentes de emisión de GEI en la producción de cemento son el CO₂ de la calcinación de las materias primas y el CO₂ de la combustión de combustibles fósiles. Es posible reducir el CO₂ de la calcinación por la sustitución de las materias primas tradicionales con materiales no carbonatados y la reducción del CO₂ de la combustión mediante la combustión de combustibles de origen biogénico.

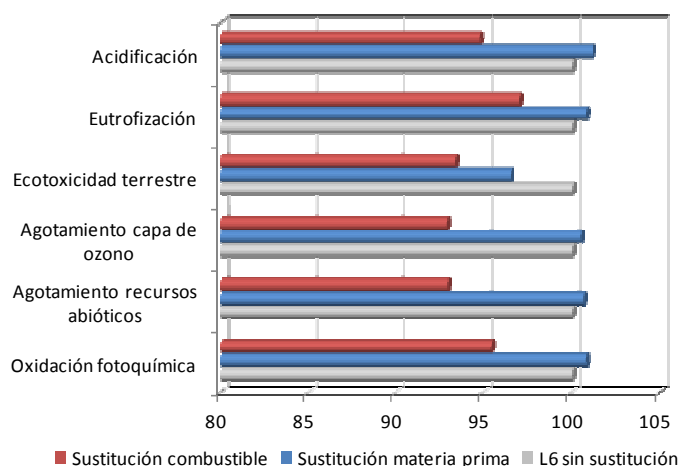
En el estudio se han calculado respectivamente 904 y 898 g de CO₂ equivalente por kg de clínker producido para los escenarios de sustitución de materias primas y sustitución de combustible. Los valores obtenidos para ambos escenarios son menores que en el caso de la producción de clínker sin sustitución (906 g CO₂ por kg de clínker). Por otra parte, los resultados obtenidos para ambos escenarios son inferiores a los que presentan Boesch y Hellweg [Boesch, Hellweg, 2009] para el caso de sustitución de combustible con fangos de depuradora secos. Es importante recordar que en el presente estudio se consideraron las cadenas de suministro y transportes asociados con la introducción de la materia prima alternativa y del combustible alternativo. Por otra parte, el CO₂ equivalente de la descarbonatación es menor en la sustitución de materia prima alternativa, mientras que el CO₂ equivalente de combustibles fósiles es menor en el caso del escenario de sustitución de combustible. La diferencia en el CO₂ equivalente total representa 0,3 y 1,0% favorable a la sustitución de materia prima y sustitución de combustible, respectivamente, al compararlo con la producción de clínker sin sustitución. Este hecho es ambientalmente significativo considerando que en el caso de los fangos de depuradora existe un consumo elevado de energía durante la fase de secado.

Otros impactos significativos se resumen en la tabla 4.41. Se observa que el escenario de sustitución de combustible presentó ahorros variando entre 3 al 7% en relación al proceso de producción sin sustitución. Las diferencias observadas en la sustitución de materia prima son del orden de 1,1% y algo menores, positivas (reducción) o negativas (incremento) respecto al escenario sin sustitución. En las categorías de ecotoxicidad de las aguas superficiales y terrestres se obtuvieron reducciones del 1,0 y 3,5% respectivamente, debido al menor consumo en materia prima y combustible fósil, según el caso. Por otra parte, los resultados muestran una mejora en los impactos ambientales en el caso de la sustitución de combustible por fangos de depuradora en categorías como acidificación, agotamiento de la capa de ozono y recursos abióticos y ecotoxicidad terrestre y oxidación fotoquímica. En la figura 4.20 se muestran en comparación ambos escenarios en relación a los impactos mid-point.

Tabla 4.41 Caracterización de ambos escenarios en comparación con la producción de clínker sin sustitución por los métodos IPCC y CML2000 (por kg de clínker)

Categoría	Unidad	Línea de producción (L6) sin sustitución	Sustitución de materia prima (% ahorros)	Sustitución de combustible (% ahorros)
Potencial de calentamiento global (IPCC)	g CO ₂ -eq ^a	906	904 (0,3)	898 (1,0)
Acidificación (CML 2000)	g SO ₂ -eq	1,85	1,87 (-1,1)	1,76 (5,2)
Eutrofización (CML 2000)	mg PO ₄ -eq	2,43	245 (-0,8)	236 (3,0)
Agotamiento recursos abióticos (CML 2000)	g Sb-eq	2,71	2,73 (-1,1)	2,52 (7,1)
Agotamiento capa de ozono (CML 2000)	kg CFC-11-eq	5,19x10 ⁻⁸	5,22x10 ⁻⁸ (-0,5)	4,82x10 ⁻⁸ (7,1)
Ecotoxicidad aguas superficiales (CML 2000)	kg 1.4-DB-eq	9,1x10 ⁻³	9,0x10 ⁻³ (1,0)	8,8x10 ⁻³ (3,9)
Oxidación fotoquímica (CML 2000)	kg C ₂ H ₄	8,9x10 ⁻⁵	9,0x10 ⁻⁵ (-0,8)	8,52x10 ⁻⁵ (4,6)
Ecotoxicidad terrestre (CML 2000)	kg 1.4-DB-eq	1,22x10 ⁻³	1,18x10 ⁻³ (3,5)	1,14x10 ⁻³ (6,7)

Figura 4.20 Impactos ambientales determinados por CML2000 en la producción de clínker a través de los escenarios de sustitución propuestos y en relación al caso de no realizar sustitución



Los resultados en la categoría de demanda de exergía acumulada son de 7,07 y 6,54 MJ equivalentes por kg de clínker para los escenarios de sustitución de materias primas y sustitución de combustible respectivamente, mientras que la producción de clínker sin sustitución reporto 7,03 MJ equivalentes por kg de clínker. Se observa que la demanda de exergía sigue la tendencia observada en las categorías de CML 2000, observándose menores diferencias en el caso de la sustitución de materias primas. En el escenario de sustitución de combustible la reducción observada es de casi el 7% en términos de demanda de exergía acumulada, hecho claramente relacionado con el menor consumo de combustible fósil.

Análisis End-point

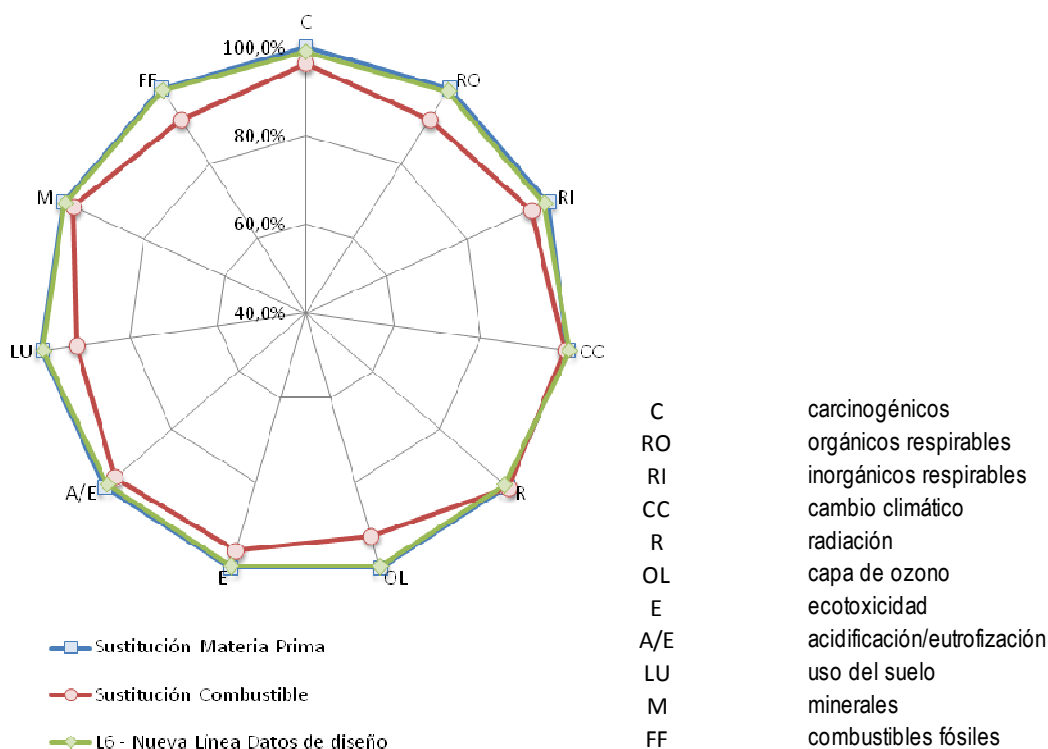
En la tabla 4.42 se recogen los valores obtenidos tras la etapa de caracterización para ambos escenarios. Asimismo fue considerada la evaluación del daño como suma de las contribuciones parciales de las categorías [Rivela, 2004; Navia, 2006]. La figura 4.21 muestra la huella ambiental de ambos escenarios de sustitución. El diagrama permite comparar sus limitaciones ambientales. Se observan diferencias significativas en las categorías de capa de ozono, combustibles fósiles, uso de suelo y orgánicos respirables, las cuales están relacionadas con la reducción de combustible fósil en la producción de clínker.

Tabla 4.42 Caracterización y evaluación de daños por Ecoindicador 99 (valor medio) para los casos de sustitución de materia prima y combustible.

Categoría	Unidad	Sustitución de materia prima	Sustitución combustible
Etapas de caracterización			
Carcinogénicos	DALY·10 ⁷	0.128	0.123 (3.7)
Orgánicos respirables	DALY·10 ¹⁰	2.60	2.38 (8.2)
Inorgánicos respirables	DALY·10 ⁷	2.44	2.34 (4.1)
Cambio climático	DALY·10 ⁷	1.90	1.89 (0.6)
Radiación	DALY·10 ⁹	1.48 (0.4)	1.49
Capa de ozono	DALY·10 ¹¹	5.48	5.07 (7.5)
Ecotoxicidad	PAF·m ² ·yr	0.030	0.028 (4.1)
acidificación/eutrofización	PDF·m ² ·yr·10 ³	9.73	9.43 (3.2)

Uso del suelo	PDF·m ² ·yr·10 ³	5.85	5.39 (8.0)
Minerales	MJ surplus·10 ³	3.08	3.00 (2.5)
Combustibles fósiles	MJ surplus·10 ³	796	731 (8.2)
Evaluación del daño			
Salud humana	DALY·10 ⁷	4.48	4.37 (2.6)
Calidad de ecosistemas	PDF·m ² ·yr·10 ²	4.56	4.35 (4.4)
Recursos	MJ surplus·10	7.99	7.34 (8.1)

Figura 4.21 Comparación según índices de caracterización. Metodología Ecoindicador 99 (HA)
(Escenario sustitución 10%: 49,6 gramos de fango deshidratado por kilogramo de clínker producido)



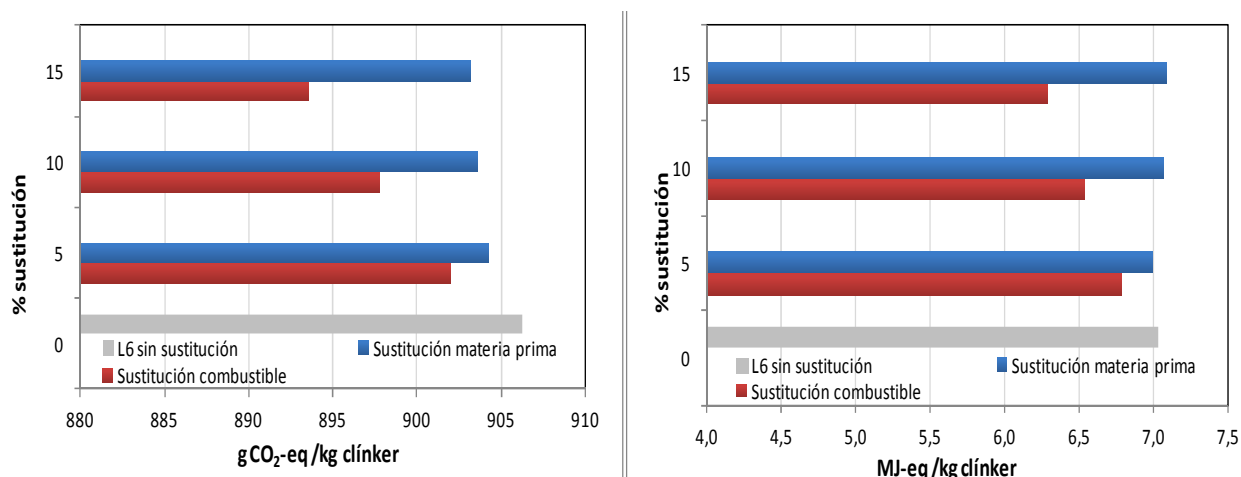
La Tabla 4.42 también recoge la evaluación de daños para cada escenario. Los resultados observados fueron coherentes con los observados en el análisis realizado a nivel de mid-point. Las diferencias entre los escenarios considerados corresponden a 2,6, 4,4 y 8,1% en las categorías de daños a la salud humana, daño a ecosistemas y daño a los recursos, con menor impacto en el caso de la sustitución de combustible con respecto a la sustitución de materia prima. Por otra parte, la evaluación de daños fue realizada asimismo para contrastar el escenario de sustitución de materia prima con el de fabricación de clínker sin sustitución, obteniéndose diferencias menores al 0,6%, lo que indica un mínimo impacto de dicho escenario. Debe tenerse en cuenta por otra parte las externalidades que suponen ambas alternativas como solución para el problema de la gestión de los fangos.

Análisis de sensibilidad

La influencia de la cantidad de materia prima o combustible sustituido para ambos casos fue evaluada como puede comprobarse en la figura 4.22. La cantidad de lodo tratado (estabilizado o secado) en cada escenario fue determinada como se ha mencionado con anterioridad en el apartado 3.5.2.5. Los resultados indican que la cantidad de CO₂ equivalente disminuye al

aumentar la cantidad de lodo introducido al sistema en ambos casos. Sin embargo, en el caso de la sustitución de fangos secos como combustible alternativo dicha reducción es mayor que en el caso de sustitución de materia prima. Una sustitución del 15% en el caso de sustitución de combustible puede representar una disminución de 51 toneladas de CO₂ por día de producción de clínker (caso de producción de 4.100 toneladas día de clínker, lo cual es la producción de la nueva línea 6), mientras que en el caso de sustitución de materia prima sería de 10 toneladas de CO₂ por día con las mismas proporciones de sustitución.

Figura 4.22 Influencia de la cantidad de fangos EDAR sustituidos en los indicadores de CO₂-eq y demanda de exergía acumulada para los escenarios de sustitución contemplados y en relación al caso de no realizar sustitución.

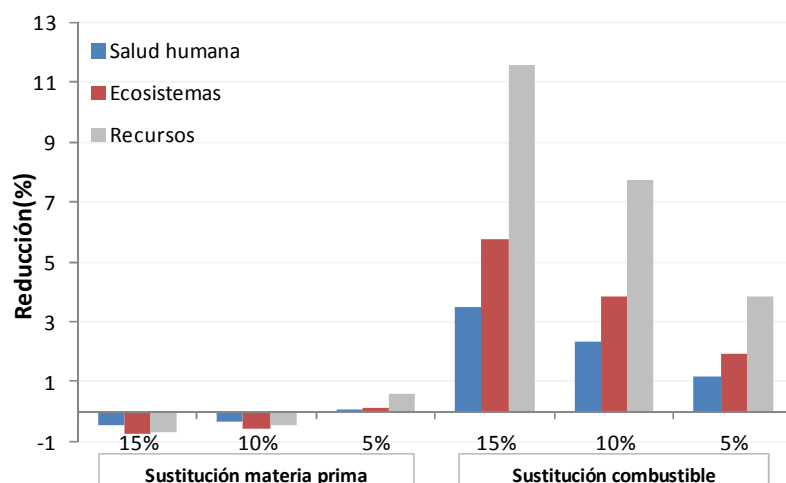


Por otra parte, en el indicador de demanda de exergía acumulada se observa un comportamiento diferente para ambos escenarios, así, un incremento en la cantidad de sustitución de materia prima mostró un ligero aumento de dicho parámetro de 7,0 (5% de sustitución) a 7,1 (15% de sustitución) MJ equivalentes por kg de clínker, mientras que en el caso de la sustitución de combustible se observó una reducción de 6,8 (5% de sustitución) a 6,3 (15% de sustitución) MJ equivalentes por kg de clínker. Los valores confirman que mientras que en el escenario de aprovechamiento energético de los fangos secados se observarían reducciones de entre el 4 y 11% en la demanda de exergía acumulada, en el caso del aprovechamiento de fangos estabilizados como materia prima no se observa apenas diferencia.

El análisis mid-point para ambos escenarios indica una reducción en diferentes indicadores de impacto en el caso del aprovechamiento energético de los fangos secados térmicamente en comparación con la sustitución de materia prima, como se comprueba en la tabla 4.40 para el caso de sustitución energética equivalente del 10%. Esta reducción resultó proporcional a la cantidad de fango sustituido, es decir: mayor en el caso del 15% y menor en el caso del 5% de sustitución energética equivalente.

El análisis end-point siguió la misma tendencia observada en las categorías intermedias; sin embargo la evaluación de daños indica que el daño a los recursos fue mayor que el daño a la salud humana y al daño a los ecosistemas, tal y como puede comprobarse en la figura 4.23.

Figura 4.23. Influencia de la cantidad de fangos EDAR sustituidos en el análisis de daños para los escenarios de sustitución considerados y en relación al caso de no realizar sustitución.



Dicha reducción en recursos es debida a la cantidad de combustible fósil que no es quemado en el horno y que representa un impacto ambiental considerable en la producción de clínker.

Discusión

Los análisis realizados bajo las perspectivas de mid-point y end-point indican que la sustitución de los fangos tras secado como combustible y como materia prima tras su estabilización aportan mejoras ambientales en comparación con el escenario base de no realizar sustitución alguna. Cabe señalar que los principales impactos ambientales corresponden a la propia producción del clínker y no a los procesos de tratamiento de los fangos (ya sea el secado o la estabilización alcalina). En Europa, la sustitución de combustible se ha incrementado en las últimas dos décadas. De hecho, si se extrapolan las tendencias actuales, la tasa de sustitución podría alcanzar el 36% en 2020 y alrededor del 50% en 2030 [CSI/ECRA, 2009; Moya et al., 2010], lo que implicaría ahorros sustanciales en términos de emisiones de CO₂, así como otros beneficios ambientales.

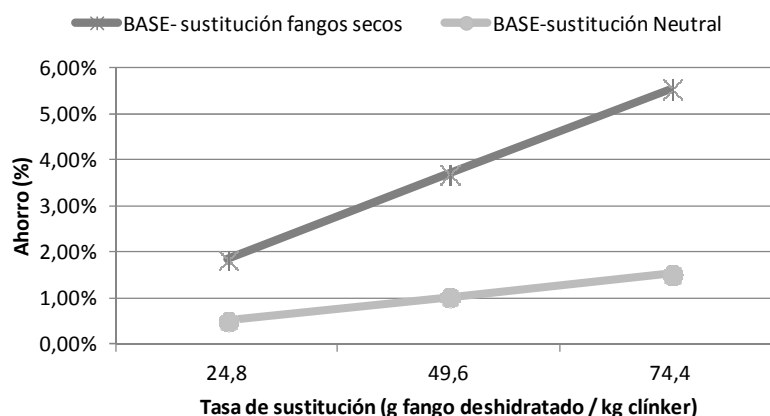
Es importante puntualizar que el escenario de sustitución de fangos estabilizados como materia prima de clínker no comporta mayores impactos que los reportados por el escenario base sin sustitución alguna. De hecho, mientras que en el caso de los gases GEI se observa una reducción apreciable, a través del análisis mid-point y end-point se observan diferencias entre los dos escenarios del orden de 1,1 y 0,6% respectivamente.

4.3 EVALUACIÓN DE LA REDUCCIÓN EN COSTES DE FABRICACIÓN DE CLÍNKER. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

4.3.1 Escenario base

Se determinó la variación del porcentaje de ahorro (%) en función del grado de sustitución en g de fango deshidratado estabilizado/kilogramo de clínker, para los dos escenarios, la utilización de fangos sacados a baja temperatura y fangos deshidratados y estabilizados con cal. El rango de sustitución sólo se estudió entre 25 y 75 g/kg clínker, atendiendo a las experiencias de Ciments Molins. Los resultados se representan en la figura 4.24 y como se puede observar en ambos casos un crecimiento lineal del ahorro con el incremento de sustitución.

Figura 4.24 Ahorro porcentual para la cementera en energía y créditos de CO₂ adicionales al realizar sustitución



Los resultados muestran que en el escenario base un mayor ahorro económico en la industria cementera con la alternativa de sustitución de combustible por fangos secos, con una pendiente de la función del orden del 37%, frente a una pendiente de la función de sustitución de Neutral como materia prima del orden del 10%. En todo caso, el interés de la sustitución de uno u otro material es positivo. En la tabla 4.43 se presentan los valores para los casos estudiados.

Tabla 4.43. Ahorro porcentual para la cementera en energía y créditos de CO₂ al realizar sustitución

	Tasa de sustitución (gramos fango fresco / kg clínker)		
	24,8	49,6	74,4
BASE- sustitución Fangos	1,85%	3,69%	5,54%
BASE-sustitución Neutral	0,51%	1,02%	1,53%

Como puede observarse, el interés de la adopción de ambas alternativas crece con el porcentaje de sustitución a aplicar, consiguiéndose ahorros considerables en cuanto a los costes de energía y créditos de CO₂ adicionales.

4.3.2 Análisis de sensibilidad

De forma complementaria, el análisis de sensibilidad se ha realizado en función del incremento de dos parámetros: incremento del precio general de la energía e incremento del precio de mercado de los créditos de CO₂. El análisis realizado muestra los incrementos diferenciales del interés relativo al adoptar opciones de sustitución en cementera, tal como se observa en las tablas 4.44 y 4.45.

Tabla 4.44. Análisis de sensibilidad al incremento del precio de la energía del ahorro en términos de energía y créditos de CO₂ adicionales para la fábrica de cemento al realizar la sustitución

Tasa de sustitución (g fango desh. / kg clínker)	Incremento del precio de la energía (%)					
	Sustitución de Fangos secos			Sustitución de Neutral		
	0%	20%	50%	0%	20%	50%
24,8	1,85%	1,86%	1,87%	0,51%	0,48%	0,44%
49,6	3,69%	3,71%	3,74%	1,02%	0,96%	0,88%
74,4	5,54%	5,57%	5,61%	1,53%	1,44%	1,32%

Tabla 4.45 Análisis de sensibilidad al incremento del precio de los créditos de CO₂ del ahorro en términos de energía y créditos de CO₂ adicionales para la fábrica de cemento al realizar la sustitución

Tasa de sustitución (g fango desh. / kg clínker)	Incremento del precio del crédito de CO ₂ (%)					
	Sustitución de Fangos secos			Sustitución de Neutral		
	0%	20%	50%	0%	20%	50%
24,8	1,85%	1,84%	1,82%	0,51%	0,54%	0,58%
49,6	3,69%	3,67%	3,65%	1,02%	1,08%	1,15%
74,4	5,54%	5,51%	5,47%	1,53%	1,62%	1,73%

En el caso del análisis de sensibilidad al precio de la energía (Tabla 4.44) se observa para el caso de la sustitución de fangos secos un interés creciente de esta opción con unas pendientes de 0,05%, 0,1% y 0,15% para los casos de 24,8, 49,6 y 74,4 g fango sustituido por kg de clínker respectivamente. En el caso de la sustitución de Neutral el interés es decreciente con el porcentaje de sustitución con unas pendientes de -0,15%, -0,30% y -0,45% para los mismos casos respectivamente. Ello nos indica que la variación en los ahorros generados por la sustitución ya sea de fangos secos como de Neutral en el proceso de producción del clínker no son lineales frente a la variación del precio de la energía y/o del precio de los créditos de emisiones adicionales de CO₂.

La justificación de la no linealidad en la variación de los ahorros que se deducen de la sustitución se encuentra en la expresión de la pendiente calculada a partir de la expresión del ahorro económico, descrito por la ecuación 4.9:

$$\text{Ahorro } \%_1 = [(X \cdot Pe + Y \cdot PCO_2) - ((X - X \cdot \%_1 S_x) \cdot Pe + (Y - \%_1 S_y) \cdot Y) \cdot PCO_2] / [X \cdot Pe + Y \cdot PCO_2] \quad \text{Ec 4.9}$$

Donde: X [kWh] es la demanda energética del proceso sin realizar sustitución; Pe [€/kWh] el precio de la energía; Y [tCO₂] la emisión de CO₂ del proceso sin realizar sustitución; PCO₂ [€/tCO₂] el precio de los créditos de la emisión adicional de CO₂; %₁S_x [adim] la tasa de reducción en la demanda energética del proceso en función del porcentaje de sustitución; %₁S_y [adim] la tasa de reducción en emisiones de CO₂ por efecto de la sustitución.

Reagrupando los términos la expresión resultante es la descrita por la ecuación 4.10:

$$\text{Ahorro } \%_1 = [X \cdot (1 - \%_1 S_x) \cdot Pe + Y \cdot (1 - \%_1 S_y) \cdot PCO_2] / [X \cdot Pe + Y \cdot PCO_2] \quad \text{Ec 4.10}$$

En el caso del análisis de sensibilidad al incremento del precio de la energía se consideran constantes el resto de parámetros, fijando el precio de los créditos adicionales de emisión de CO₂. Con lo cual, si consideramos constante el precio de los créditos de CO₂ y para una misma tasa de sustitución también constante, haciendo variar únicamente el precio de la energía, podemos expresar la ecuación 4.8 de manera compacta como expresa la ecuación 4.11:

$$\text{Ahorro } \%_1 = (A1 \cdot Pe + C1) / (A2 \cdot Pe + C2) \quad \text{Ec 4.11}$$

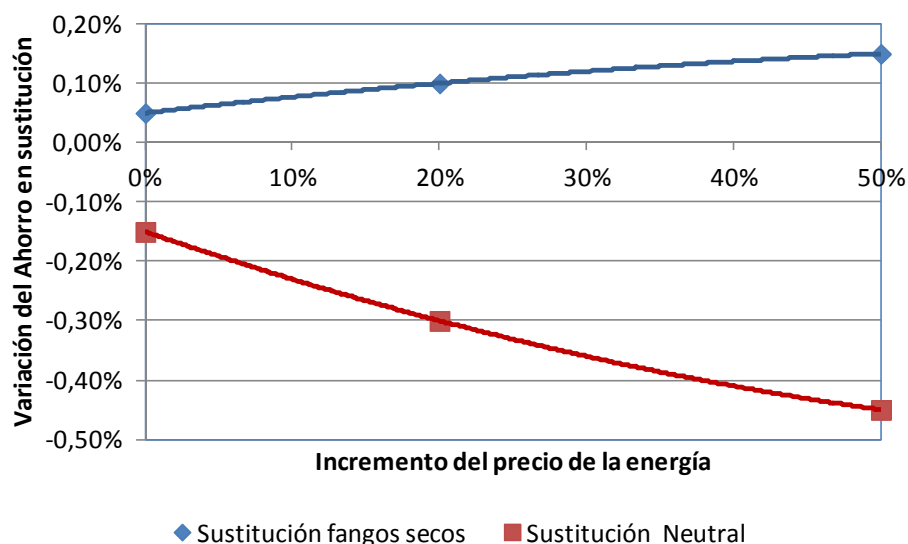
donde : A1, A2, C1, C2 son constantes y A1 < A2 ; C1 < C2.

Se observa en la ecuación 4.10, que la función del ahorro asociada al precio de la energía a precio constante de los créditos de CO₂ y a tasa de sustitución constante es una división de dos funciones lineales que tienen como variable independiente el precio de la energía (Pe). La variación del ahorro en función del precio de la energía vendrá dada por tanto por la primera derivada de la función expresada en la ecuación 4.11, descrita por la ecuación 4.12, en la cual se comprueba que se trata de una función no lineal:

$$\text{Variación del Ahorro } \frac{\partial}{\partial Pe}(Pe) = [A1 \cdot (A2 \cdot Pe + C2) - A2 \cdot (A1 \cdot Pe + C1)] / [A2 \cdot Pe + C2]^2 \quad 4.12$$

En la figura 4.25 se representan las funciones de variación del ahorro para el caso del incremento en el precio de la energía. En el caso del análisis de sensibilidad al incremento del precio de los créditos de CO₂ la tendencia se invierte para los dos escenarios y el interés es creciente con unos valores absolutos de las pendientes prácticamente análogas pero de signo contrario. Es decir que en este caso el interés es creciente para mayor cantidad de fangos sustituidos a favor de la opción de la sustitución de Neutral que la opción de sustitución energética para la fabricación de clínker que resulta cada vez más desfavorable.

Figura 4.25 Variación del ahorro económico en la fabricación de clínker en términos de energía y emisiones de CO₂ en función del incremento del precio de la energía a tasa constante de sustitución energética equivalente del 10%.



4.4 ANÁLISIS DE LA VIABILIDAD ECONÓMICA DEL PROCESO DE TRATAMIENTO DE FANGOS DE DEPURACION POR ESTABILIZACION CON OXIDO DE CALCIO

En base a los datos iniciales de proyecto proporcionados por el desarrollo de la planta piloto, se ha realizado un análisis económico del proceso Alchimix, que se ha comparado con el correspondiente a la alternativa que actualmente se utiliza de forma más habitual en nuestro país para el tratamiento de fangos de EDAR, el secado a baja temperatura de los mismos utilizando calor producido en un proceso de cogeneración.

Cabe señalar que el desarrollo de esta última alternativa en España, como el de las plantas de tratamiento de purines con cogeneración, ha aprovechado su inclusión en el Régimen Especial de Producción de Electricidad como plantas que contribuyen a la reducción del impacto ambiental, si bien el calor aplicado en las mismas no puede considerarse como “calor útil” es decir que

substituya “a calor que debería haberse producido también utilizando combustible”. Esta no consideración del calor aplicado al secado de fangos como “calor útil” queda recogida en los criterios establecidos por el IDAE en su “Guía Técnica para la medida y determinación del calor útil, de la electricidad y del ahorro de energía primaria de cogeneración de alta eficiencia” [IDAE, 2008]. Esta Guía Técnica presenta el método a seguir en el cálculo del calor útil de cogeneración, electricidad de cogeneración y ahorro de energía primaria, de acuerdo con el Real Decreto 661/2007, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial, el Real Decreto 616/2007, sobre fomento de la cogeneración, la Directiva Europea 2004/8/CE sobre la promoción de la cogeneración y la Decisión de la Comisión donde se establecen valores de referencia para las eficiencias de producción separada de electricidad y calor.

La inclusión en el Régimen Especial permitía unos resultados económicos más favorables al gozar la electricidad generada en el proceso de cogeneración, de una prima o sobreprecio en su venta a la red de distribución. El Real Decreto 436/2004 que regulaba dicho Régimen Especial, establecía una categoría para las “instalaciones que utilizan la cogeneración para el tratamiento y reducción de residuos de los sectores agrícola, ganadero y de servicios, siempre que supongan un alto rendimiento energético”. En concreto las instalaciones de secado de fangos quedaban englobadas en el “Grupo D.2 Instalaciones de tratamiento y reducción de fangos”. La modificación legislativa del Régimen Especial realizada a través de RD 661/2007 eliminó dicha categoría para las nuevas instalaciones, de forma acorde con los criterios recogidos en la Guía técnica del IDAE ya citada, permitiendo a las ya autorizadas en el Grupo D.2, mantener transitoriamente por un periodo de 15 años, una tarifa regulada. Esta tarifa regulada es la que se aplicará como referencia en el estudio económico correspondiente a las instalaciones de secado de fangos. En la actualidad la percepción de una tarifa regulada debería hacerse en base a la consideración como tal del proceso de cogeneración, entendiendo como energía útil y sustitutiva de otras fuentes la energía térmica aportada al proceso de secado.

En este sentido en cada instalación debería justificarse que la energía aportada al proceso de secado constituye energía útil en el sentido que señala el RD 661/2007 en los términos siguientes “Se entiende por energía térmica útil la producida en un proceso de cogeneración para satisfacer, sin superarla, una demanda económicamente justificable de calor y/o refrigeración y, por tanto, que sería satisfecha en condiciones de mercado mediante otros procesos, de no recurrirse a la cogeneración.” Dada la posición ya señalada del IDAE, en relación con la no consideración como calor útil del utilizado en el proceso desecado de fangos, parece difícil la citada justificación.

Con fecha inmediateamente reciente, 28/01/2012 se ha publicado en el BOE el Real Decreto-Ley 1/2012, de 27 de enero, por el que se procede a la suspensión de los procedimientos de preasignación de retribución y a la supresión de los incentivos económicos para nuevas instalaciones de producción de energía eléctrica a partir de cogeneración, fuentes de energía renovables y residuos.

Este Decreto Ley suprime, con carácter general, los incentivos económicos para las nuevas instalaciones de producción de energía eléctrica en régimen especial, si aun no han sido inscritas en el registro de pre-asignación. También para la modificación substancial de las existentes. En todos estos casos se tiene que contar con que se percibirá el precio de mercado por la energía que vierta a la red.

Las instalaciones existentes y las ya incluidas en el registro de pre-asignación mantienen los incentivos que tengan concedidos. Finalmente el Real Decreto Ley señala la posibilidad de que el Gobierno, de nuevo, pueda establecer reglamentariamente regímenes económicos específicos para determinadas instalaciones de régimen especial, así como el derecho a la percepción de un régimen económico específico. Esta situación reciente incide directamente en las comparaciones económicas efectuadas, por cuanto en ellas se ha contado que el secado térmico gozaría del régimen económico fijado en el RD 661/2007 y suspendido actualmente por el momento, si bien podría existir la posibilidad de que en un futuro, reglamentariamente, se restablezca un nuevo régimen – a definir- para las instalaciones de secado térmico con cogeneración.

4.4.1 Análisis de viabilidad del proceso Alchimix

De acuerdo con los resultados obtenidos en la planta piloto se han considerado los siguientes parámetros posibles de funcionamiento para una unidad dimensionada en la misma forma que la planta piloto.

Capacidad de tratamiento. Se ha considerado un tratamiento horario nominal de 6 toneladas, con un funcionamiento a dos turnos como el previsto, para facilitar el mantenimiento, y con una utilización de 312 días año supone la capacidad de tratamiento para la unidad dimensionada de forma análoga a la planta piloto. La tabla 4.46 resume los datos de diseño.

Tabla 4.46. Planta Alchimix. Capacidad de tratamiento.

Datos básicos	
Capacidad media horaria	6 t
Capacidad diaria	96 t
Capacidad anual	30.000 t

Coste de inversión. El coste de inversión está basado en un coste llaves en mano de una unidad de 30.000 t anuales de 2.000.000 €. Dicho importe es coherente con el desarrollo de la planta piloto realizada.

Gastos de explotación. Consumo de Oxido de calcio. En base a los resultados iniciales del proceso se prevé una adición del 25% en peso de oxido de calcio a los fangos de entrada, tal como se presenta en la tabla 4.47. Pese a ello se considera muy importante realizar un análisis de sensibilidad teniendo en cuenta una adición superior: 30%.

Tabla 4.47 Planta Alchimix. Consumo y coste en CaO

Datos básicos	
Dosificación	25% en peso sobre fangos de entrada
Consumo anual	7.500 t
Coste anual (60 €/t)	562.500 €

Gastos de Operación y Mantenimiento. Se han estimado unos costes de operación y mantenimiento de 520.000 €/año en base a los conceptos:

Plantilla: se ha estimado una plantilla de 6 personas que con unos costes empresa medio 35.000 €/año supondrían 210.000 €/año;

Mantenimiento de equipos de proceso, eléctrico y obra civil que se estima en un orden del 3% del coste de la inversión directa de los equipos y sistemas de la planta. Este coste sería 2.000.000 €, por lo que podría preverse para el mantenimiento anual una cifra de 60.000 €/año.

Fungibles y otros costes externos que incluyen suministro de electricidad, gastos oficina, alquiler de vehículos, comunicaciones, laboratorio, ensayos externos, análisis ambientales, gestión residuos, seguros, seguimiento y asesoría técnica, administración y seguimiento económico, asesoría jurídica, tasas. Se ha estimado una cifra total de 250.000 €/año

Análisis de viabilidad: Evaluación del canon mínimo

El análisis se ha realizado de acuerdo con lo expuesto en el apartado 3.6. En la tabla 4.48, se describen los resultados correspondientes al caso base donde se recogen las hipótesis básicas de mayor importancia y los resultados del modelo. Como resultado final puede señalarse que el canon mínimo por tratamiento que permite la obtención de una TIR del 7% para el inversor se sitúa en el orden del 42 €/t.

Tabla 4.48. Resultados para el análisis del canon mínimo. Proceso Alchimix.

PLANTA ALCHIMIX		
	Caso Base	Análisis de sensibilidad: Adición del 30% de CaO
	HIPÓTESIS	HIPÓTESIS
Inversión (Contrato llaves en mano)	2.000.000,00	2.000.000,00
Tratamiento	30.000 t/año	30.000 t/año
Canon	41,65 €/t	45,41 €/t
Cal		
Precio	75,0 €/t	75,0 €/t
Consumo	7.500 t/año	9.000 t/año
Mantenimiento	520.000 €/año	520.000 €/año
Financiación		
C. Apertura	1,25% (principal), 0,45% (IVA)	1,25% (principal), 0,45% (IVA)
Tipo de Interés	5,50% (principal), 3,50% (IVA)	5,50% (principal), 3,50% (IVA)
Años de Amortización	15	15
Apalancamiento	80%	80%
Incremento de precios		
IPC	2,5%	2,5%
Personal	2,5%	2,5%
Cal	2,5%	2,5%
RESULTADOS		
TIR Proyecto	6,83%	6,82%
TIR Accionista DFC	7,80%	7,78%
TIR Accionista DIV	7,00%	7,00%

Se ha analizado el efecto de un aumento en la tasa de adición de óxido de calcio pasando del 25 al 30%, de forma que este sea resultado del desarrollo del proceso y fuera necesario. Los resultados se presentan en la misma tabla 4.48. Para mantener una rentabilidad para el inversor análoga el canon mínimo por tratamiento se sitúa en el orden del 45 €/t. (Rentabilidad para el inversor del orden del 7%). Es decir el coste del canon sería 3 € por tonelada superior.

4.4.2 Análisis de viabilidad económica del Secado Térmico

Descripción técnica de la alternativa considerada. Parámetros Básicos. Para el análisis económico de los sistemas de secado térmico con cogeneración se ha considerado que se trata de una instalación existente y que por tanto aún le sea aplicable el marco de regulación de energía eléctrica en régimen especial, y el consecuente otorgamiento de primas para la cogeneración de electricidad con aprovechamiento del calor producido en el secado de fangos. Las características principales del sistema de secado adoptadas son las que presenta la tabla 4.49.

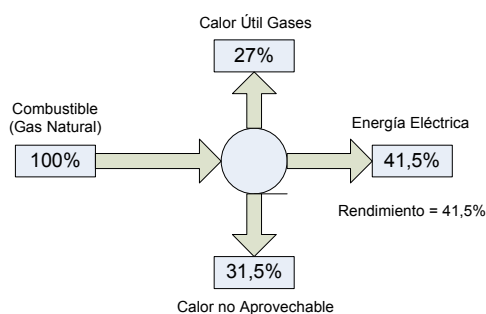
Tabla 4.49 Planta de secado con cogeneración proyectada. Datos básicos. [Elaboración propia]

Datos básicos	
Capacidad de tratamiento	30.000 t/año
Sequedad de diseño a la entrada	32%
Funcionamiento a régimen continuo	7.500 horas/año
Sequedad de salida fangos	90%

La potencia térmica necesaria para la evaporación del agua contenida en los fangos (reducción del 68% al 10% de la humedad del producto) es de aproximadamente 2.675 kW. Para obtener la potencia térmica requerida se adopta un rendimiento de la caldera de generación del fluido térmico de un 90%. Esta caldera se alimenta de la energía térmica aprovechable contenida esencialmente en los gases de escape generados por los motores de cogeneración.

La determinación de la potencia de cogeneración necesaria se realiza en base al balance térmico de un motor tipo [Jenbacher, 2011] y se ha esquematizado en la Figura 4.26. Para un motor de combustión, utilizando como combustible gas natural y con un rendimiento de generación eléctrica del 41,5%, se obtiene por cada unidad de combustible utilizada, alrededor de 0,27 unidades de calor útil procedente de los gases de combustión. No se han tenido en cuenta en el balance térmico el calor residual de los circuitos de agua de camisas (agua caliente) por considerar que, en todo caso, podría utilizarse en consumos auxiliares de la planta, no en el proceso principal de secado térmico dado su bajo nivel entálpico. La potencia eléctrica nominal de la instalación de cogeneración es de 4.100 kW aproximadamente.

Figura 4.26 Diagrama de balance térmico de un motor de cogeneración tipo. Elaboración propia a partir de datos de [Jenbacher, 2011].



En la tabla 4.50 se resumen las principales magnitudes características del sistema de cogeneración, que se ha proyectado teniendo en cuenta como verificación y referencia las “Fitxes plantes de postractament de fangs” de Catalunya de la Agencia Catalana de l’Aigua ACA [ACA, 2011].

Tabla 4.50 Datos básicos del sistema de Secado térmico con cogeneración proyectado (ACA, 2011).

Datos básicos	
<i>Capacidad de tratamiento</i>	30.000 t/a
<i>Sequedad fangos entrada/ salida</i>	32% / 90%
<i>Horas funcionamiento</i>	7.500 h/a
<i>Evaporación</i>	2.600 kg/h
<i>Potencia térmica</i>	2.675 kW
Cogeneración	
<i>Potencia eléctrica</i>	4.100 kW
<i>Rendimiento motores</i>	41,5%
<i>REE</i>	57 %
<i>Producción eléctrica bruta anual</i>	30.750 MWh
<i>Producción eléctrica neta anual (1)</i>	28.598 MWh
<i>Consumo anual de gas (PCI/PCS)</i>	74.096 / 81.500 MWh

(1) Para el cálculo de la producción eléctrica neta se asumen unos consumos propios del 5% de la producción y unas pérdidas del 2%

El rendimiento eléctrico equivalente (REE) se ha calculado en base a la potencia eléctrica nominal y al aprovechamiento de los gases de escape (27%). No se considera por tanto el aprovechamiento térmico de calor residual procedente del agua de refrigeración de motores (agua de camisas). Un aprovechamiento mínimo del calor residual de motores adicional al correspondiente a los gases de escape, comportaría un aumento del rendimiento eléctrico equivalente, obteniéndose un margen con holgura suficiente para alcanzar el límite marcado por la legislación de REE mínimo del 55% en plantas de cogeneración.

Inversión

Para realizar la estimación se ha utilizado como referencias plantas de secado de fangos construidos en Catalunya en las últimas décadas. Las plantas que se han utilizado como referencia son:

Metrofang Besos. Utiliza tecnología STC con una capacidad de tratamiento de 184.000 toneladas anuales con 7.500 horas de funcionamiento anual. Cuenta con 4 líneas de evaporación de 4 toneladas hora de agua y 6 motores de cogeneración de 4100 kW eléctricos de potencia. El coste total de la planta, de acuerdo con el informe anual 2008 del explotador, OHL, es de 72 millones de euros. En base a dicho coste, total para una planta de 180.000 toneladas y sin efectuar corrección alguna, el coste proporcional de una planta de 30.000 toneladas sería de 12 millones de euros

Secado fangos Mataró. La planta de secado de fangos de la depuradora de Mataró, citada como referencia de tecnología VOMM, constituye un módulo de 25.000 toneladas al año de tratamiento. El sistema de secado está constituido por una línea VOMM de 2,5 t/h de capacidad. Cuenta con una cogeneración con dos motores de 6 MW de potencia total instalada. Esta planta, puesta en

marcha en junio de 2003 no está actualmente en servicio. El coste del contrato llaves en mano de la misma fue de unos 7,5 millones de euros (año 2003), a los cuales deben añadirse partidas adicionales por un total de 300.000 euros. Dada la fecha de construcción de la planta se realizó una actualización de los precios según Índice de Precios Industriales del INE (base 2005): para el índice junio 2003 se toma 96,2, para el de diciembre 2010 110,6, por lo que el incremento se valora en un 15%. El coste actualizado a diciembre de 2010 sería de unos 9 millones euros. Asimismo se realizó de forma proporcional un ajuste proporcional en función de la capacidad anual de tratamiento que supondría una relación de 30 000 toneladas al año / 25 000 toneladas al año, es decir un ajuste proporcional del 20%. Con dicho ajuste el precio actual de una planta de 30.000 toneladas al año, según la base descrita sería de unos 11 millones de euros.

Comparando ambas cifras de coste de inversión para una planta de 30.000 toneladas año, 12 millones de euros para la derivada los datos de Metrofang y 11 millones de euros para la derivada de los datos de Mataró se aprecia que son coherentes. En el análisis económico se utilizará la cifra inferior 11 millones de euros para no penalizar en el análisis la alternativa del secado.

Ingresos de Explotación

Producción de Energía Eléctrica

La producción de energía eléctrica complementa a los ingresos que se obtengan a través de canon de tratamiento. La producción se ha estimado en base a los parámetros de producción de la planta que suponen una disponibilidad promedio de 7.500 horas año. Supone 30.750 MWh brutos, 28.597,5 MWh netos exportables con unos consumos propios del 5% y unas pérdidas en transformación y transporte de 2%. Tal como se ha señalado anteriormente los precios de venta se rigen por las disposiciones del Régimen especial, actualmente reguladas por el Decreto 661/2007. No se considera en el mismo el Grupo D "Tratamiento de residuos". Sin embargo a las instalaciones existentes y en concreto a las de tratamientos de fangos de EDAR, es de aplicación disposición transitoria 1ª como instalaciones del Grupo G2. Las tarifas se revisan anualmente. En concreto para el año 2011 están fijadas en la orden ITC 3353/2010. Según la misma y para las plantas que cumplan el rendimiento eléctrico equivalente requerido, como es el caso, la tarifa de venta de energía es de 6,5139 c€/kWh. Teniendo en cuenta los distintos complementos obtenibles, factor de potencia, se ha supuesto un precio medio de 6,6 c€/kWh

Canon de tratamiento

Como en el proceso Alchimix, se ha previsto como ingreso la percepción de un canon por la realización del tratamiento, evaluado en euros por tonelada de fango tratada. En el análisis de viabilidad se evaluará el importe de dicho canon de forma que su percepción suponga para el accionista un TIR del 7%. El importe total percibido en concepto de canon de tratamiento será el producto del canon unitario por la cantidad tratada. Dependerá por ello de las toneladas de fango tratadas realmente. El caso base supone que se alcanzará la capacidad nominal de la planta: 30.000 toneladas anuales. Pese a ello se considera de importancia realizar un análisis de sensibilidad teniendo en cuenta cantidades de tratamiento inferior (25.000 toneladas).

Gastos por consumo de Gas

Se evalúa el consumo anual de combustible en kWh térmicos tanto en PCI (Poder Calorífico Inferior, usual en la determinación de rendimiento, como en PCS (Poder Calorífico Superior,

utilizado en la venta de gas). La evaluación del consumo de gas se ha realizado de acuerdo con el rendimiento eléctrico expuesto 41,5%. Ello conduce a un consumo anual de 74.096 MWh (PCI) equivalentes a 81.500 MWh (PCS). El mercado del gas está actualmente liberalizado, de acuerdo con Ley 34/1998 del Sector de hidrocarburos, que adapta el mercado gasista español a lo dispuesto por la directiva europea sobre el mercado interior de gas, con la total liberalización de este mercado a partir del 1 de julio de 2008 [CNE, 2011]. Con referencias en contratos actuales de instalaciones similares en la Comisión Nacional de Energía CNE se ha estimado que el precio a que puede obtenerse al gas natural, considerado como precio equivalente (incluyendo el coste variable y la repercusión del coste fijo) una cifra de 0,027 €/kWh PCS. Los precios del gas, cuya demanda se prevé creciente, han presentado una variabilidad muy importante. Por ello se ha realizado un análisis de sensibilidad en relación con los mismos.

Costes de Operación y mantenimiento.

Se han estimado costes de operación y mantenimiento de 1.220.050 €/año en base a datos y ratios obtenidos de referencias y que se presentan a continuación:

Plantilla. Se ha estimado una plantilla de 12 personas con un coste empresa medio 35.000 €/año que suponen un total de 420.000 €/año

Mantenimiento de motores incluido aceite. Esta partida es aplicable exclusivamente a la configuración base, con cogeneración. En base a otros contratos de mantenimiento de motores, se evalúa el coste de mantenimiento incluyendo aceite y revisiones hasta las 120.000 horas de funcionamiento en 0,9 c€/kWh. El coste de mantenimiento anual de motores sería: (7.500 horas – 4100 kW) con un total de 276.750 €/año

Mantenimiento de equipos de proceso, eléctrico y obra civil. Se estima en un mínimo del orden del 3% del coste de la inversión directa de los equipos y sistemas de la planta, excluidos los motores, el valor anual del mantenimiento aplicado a los elementos. Este coste sería 6.000.000 €, por lo que podría preverse para el mantenimiento un coste de 180.000 €/año

Fungibles y otros costes externos. Comprenden: Electricidad en paradas, Gastos oficina, Alquiler de vehículos, Comunicaciones, Laboratorio, Ensayos externos, Análisis ambientales, Gestión residuos, Seguros, Seguimiento y asesoría técnica, Administración y seguimiento económico, Asesoría jurídica, Tasas. Se estima un coste total de 250.000 €/año.

Derechos de emisión. A partir del año 2013 los derechos de emisión no se concederán de manera gratuita de forma general. De acuerdo con la Decisión de la Comisión Europea de 27/04/2011, se prevé que una parte de los derechos de emisión requiera su adquisición sin quedar cubierta por la tarifa eléctrica. Considerando la “Guía de orientación sobre las reglas de asignación gratuita Post-Kioto de la Asociación Española de la Cogeneración ACOGEN, esta parte se ha estimado en un 25% de los derechos totales de emisión requeridos [ACOGEN, 2011]. El factor de emisión de CO₂ del Gas Natural es de 56 kg/GJ (PCI) equivalente a 0,201 kg/kWh (PCI). Aplicando este factor al consumo anual de 74.096 MWh PCI y aplicando el 25%, los derechos no cubiertos serían de 37.300 t/año. Aplicando un precio medio del periodo (sin inflación) de los derechos de 25 €/t el coste anual sería de 93.300 €/año.

Los resultados del estudio del caso base, proporcionan un valor del canon mínimo que permite obtener el TIR por dividendo del 7% de aproximadamente 80 €/t. Valor que duplica el coste determinado para el proceso Alchimix y que está alrededor de los 40 €/t. Adicionalmente se ha realizado dos análisis de sensibilidad. El primero considerando una reducción en el tratamiento hasta 25.000 t/año y el segundo un aumento en el precio del gas del 10%. Estos dos escenarios conducen respectivamente a un canon de tratamiento por tonelada de aproximadamente 93 €/t para una reducción en el tratamiento de hasta 25.000 t/a y de aproximadamente 86 €/t para un incremento en el precio del gas del 10%. En el caso del análisis de la reducción de tratamiento se ha considerado una reducción en la misma proporción tanto de la producción eléctrica obtenida al final de año como del consumo de gas necesario para obtener dicha producción.

En las tabla 4.51, correspondientes al caso base y a los análisis de sensibilidad realizados respectivamente, se recogen las hipótesis básicas de mayor importancia y los resultados del modelo

Tabla 4.51. Resultados para el análisis del canon mínimo. Secado Térmico.

PLANTA DE SECADO DE FANGOS CON COGENERACIÓN			
Caso Base		Análisis de sensibilidad: Reducción de la cantidad de fangos tratados	Análisis de sensibilidad: Aumento precio Gas Natural (+10%)
HIPÓTESIS		HIPÓTESIS	
Inversión (Contrato llaves en mano)	11.000.000,00	11.000.000,00	11.000.000,00
Tratamiento	30.000 t/año	25.000 t/año	30.000 t/año
Canon	79,35 €/t	93,18 €/t	86,33 €/t
Electricidad			
Precio kWh	0,066 €/kWh	0,066 €/kWh	0,066 €/kWh
Producción anual	28.597.500 kWh	23.831.250 kWh	28.597.500 kWh
Gas			
Precio kWh pcs	0,027 €/kWh pcs	0,027 €/kWh pcs	0,0297 €/kWh pcs
Consumo	81.506.000 kWh pcs	67.921.667 kWh pcs	81.506.000 kWh pcs
Mantenimiento	1.220.050,00 €/año	1.220.050,00 €/año	1.220.050,00 €/año
Financiación			
C. Apertura	1,25% (principal), 0,45% (IVA)	1,25% (principal), 0,45% (IVA)	1,25% (principal), 0,45% (IVA)
Tipo de Interés	5,50% (principal), 3,50% (IVA)	5,50% (principal), 3,50% (IVA)	5,50% (principal), 3,50% (IVA)
Años de Amortización	15	15	15
Apalancamiento	80%	80%	80%
Incremento de precios			
IPC	2,5%	2,5%	2,5%
Personal	2,5%	2,5%	2,5%
Gas	2,0%	2,0%	2,0%
Electricidad	2,0%	2,0%	2,0%
RESULTADOS			
TIR Proyecto	6,88%	6,89%	6,88%

TIR Accionista DFC	7,95%	7,96%	7,95%
TIR Accionista DIV	7,00%	7,00%	7,00%

4.4.3 Comparativa con otras referencias de costes de tratamiento de fangos.

Los costes evaluados se han comparado con los correspondientes a otros estudios que analizan económicamente diferentes alternativas de tratamientos de fangos y concretamente con los correspondientes a las referencias de Hall [Hall, 2000] y Murray [Murray, 2008]. En ambos se consideran, entre diferentes alternativas, las correspondientes a tratamiento con adición de cal y a secado. Cabe reseñar que el desarrollo de ambas alternativas puede presentar diferencias en relación tanto a la tecnología como a las condiciones de retribución en los diferentes países. Hall (Hall, 2000) consideró plantas de tratamiento de fangos con una capacidad de 5.000 toneladas anuales, situadas en gran Bretaña. Los costes que se reseñan en el trabajo se presentan en la tabla 4.52.

Tabla 4.52 Datos económicos para alternativas de tratamiento de fangos según Hall [Hall, 2000]

Planta	Inversión (£UK)	Operación (£UK/t)
Tratamiento por adición de cal	600.000	60
Secado Térmico	2.000.000	40

En base a estos datos y utilizando el mismo procedimiento de cálculo aplicado en los casos tratados en los apartados 4.4.1 y 4.4.2 para las plantas de Alchimix y de secado térmico, se obtienen los siguientes cánones para ambas alternativas considerando el mismo objetivo de rentabilidad moderada (7%) que el aplicado para poder efectuar la comparación en las mismas condiciones. En el estudio de Hall (Hall, 2000) los costes están definidos en libras esterlinas del año 2000. Para poder efectuar la comparación se han actualizado estas libras a setiembre de 2011, considerando el índice de precios de servicios de saneamiento, que corresponden al índice 9000 'sewage services' de las series de precios de la oficina británica de estadística [Office for National Statistics UK, 2012]. Su valor en relación con el año 2000 es de un incremento del 12,1%. La conversión libras a euros se ha efectuado a un tipo de cambio correspondiente a la media histórica de septiembre de 2011, de 0,871 €/£UK [Banco de España; 2012]. Los cánones calculados se presentan en la tabla 4.53.

Tabla 4.53 Canon de tratamiento calculado a partir de los datos del trabajo de Hall

Planta	Canon (€/t) *
Tratamiento por adición de cal	69,11
Secado Térmico	69,29

*Canon actualizado a euros de septiembre de 2011

Murray (Murray, 2000) compara plantas de tratamiento de fangos con una capacidad de 80.000 toneladas anuales, situadas en China. Los costes de inversión y de operación y mantenimiento

(no se consideran los costes de transporte) que se reseñan en el mismo son los que se presentan en la tabla 4.54. El estudio señaló el valor actual, en una operación de 20 años, de los costes de operación siendo evaluado teniendo en cuenta una tasa de descuento del 6%. En base al mismo se ha calculado el correspondiente coste anual de operación.

Tabla 4.54 Datos económicos para alternativas de tratamiento de fangos según Murray [Murray, 2006]

Planta	Inversión (\$)	Valor actual costes operación (\$)	Coste de operación anual (\$)
Tratamiento por adición de cal	14.000.000	18.000.000	489.322
Secado Térmico	21.000.000	27.000.000	733.983

En base a estos datos y utilizando el mismo procedimiento de cálculo aplicado en los casos anteriores se obtienen los siguientes cánones para ambas alternativas considerando el mismo objetivo de rentabilidad (7%) que el aplicado para poder efectuar la comparación. Los costes definidos en el trabajo de Murray (Murray, 2000) tienen como base el año 2006 y en dólares. Para poder efectuar la comparación con los costes correspondientes a los casos analizados se han actualizado los costes del año 2006 hasta el año de 2011, teniendo en cuenta el índice general de precios de China. Su valor en relación con el año 2006 es de un incremento del 18,5% [World Bank, 2012]. La conversión dólares a euros se ha efectuado a un tipo de cambio correspondiente a la media histórica de septiembre de 2011, de 1,377 €/€ [Banco de España; 2012]. Los cánones calculados se presentan en la tabla 4.55.

Tabla 4.55 Canon de tratamiento calculado a partir de los datos del trabajo de Murray

Planta	Canon (€/t)*
Tratamiento por adición de cal	31,50
Secado Térmico	47,25

*Canon actualizado a euros de septiembre de 2011

Cabe reseñar la diferencia de tamaño entre las plantas consideradas que puede justificar las economías de escala observadas entre las plantas de China (80.000 t/año) y la ubicada en Reino Unido (5.000 t/año). Si bien las tecnologías concretas utilizadas en cada caso no quedan definidas de forma específica pueden existir diferencias entre los casos analizados. Adicionalmente se debe tener en cuenta las diferencias en los ámbitos económicos y sociales de los diferentes países en los que se ubican las plantas consideradas, que puede tener efecto sobre el análisis realizado.

4.4.4 Comparativa de los costes de gestión finalista de los fangos EDAR.

De forma complementaria al estudio realizado se han analizado los costes de varias vías de gestión finalistas de los fangos EDAR. Estas incluyen datos adicionales de los mencionados trabajos de Hall [Hall, 2000], atendiendo a los procesos de compostaje; el trabajo de Murray [Murray, 2006] que incluye datos económicos sobre la vía de incineración de fango, tratando tanto la alternativa de utilizar como combustible carbón o gas natural. También se incluye un análisis

propio sobre la vía de disposición en vertedero, atendiendo a las exigencias establecidas por la legislación: Decret 1/1997 [DOGC, 1997] y Decret 69/2009 [DOGC, 2009]; que impiden la disposición de residuos de humedad superior al 65% sobre el residuo, lo cual exige de la realización de un pretratamiento previo a su disposición. En el caso planteado se analizan la disposición previo pretratamiento por secado térmico (de una humedad del 68% a un fango del 65% de humedad) y la opción de estabilización con cal (para conseguir la mencionada humedad objetivo mediante proceso Alchimix). Al canon obtenido en las opciones de disposición en vertedero que se obtienen del cálculo en base a la metodología utilizada en los casos de los apartados 4.4.1 y 4.4.2 se suma el coste de disposición en depósito controlado de clase II (residuos no especiales), que en el año 2011 era de 60 euros por tonelada de residuo [Tratesa, 2011]. En el caso de secado térmico con aprovechamiento energético en cementera como combustible alternativo se considera un plus de entre 25 y 30 euros derivado del canon adicional cobrado por las cementeras en concepto de la eliminación de los residuos. Cabe reseñar que si bien el fango seco constituye un beneficio económico para la industria cementera en concepto de reducción de los costes energéticos, en la actualidad se ha impuesto esta tasa como complemento al coste del tratamiento por el interés que supone para la sociedad la gestión final de los fangos. Es remarcable que dicha práctica se está llevando a cabo en la actualidad asimismo con los combustibles derivados de residuos (CDR) provenientes de plantas de tratamiento de residuos urbanos: ecoparques y plantas de selección en los cuales se separan las fracciones con contenido en materia orgánica, plásticos y papel. En estos casos la tasa de eliminación en cementeras representa en la actualidad entre 15 y 20 euros por tonelada de CDR, en función del tipo de residuo, que resulta inferior a la establecida para los fangos [Oficemen, 2011]. En cuanto a la alternativa de aprovechamiento del Neutral como materia prima alternativa no se añaden costes adicionales dado el interés que supone para la cementera la adición de materia prima prácticamente libre de contenido carbonado. En la actualidad Hera está llevando a cabo una importante labor comercial para ofrecer el Neutral como producto de aportación a diversas cementeras en varios países de Europa, dada la madurez que ha adquirido la tecnología en base a las pruebas y puesta a punto de la tecnología Alchimix, la empresa se encuentra en condiciones de escalar el proceso a nivel industrial para construir plantas de mayor capacidad de tratamiento y asociarlas a la cadena productiva de los fangos y el cemento. En este caso al canon del tratamiento no se añade una tasa adicional en concepto de eliminación de residuos dado que a nivel productivo y comercial se considera como una materia prima alternativa, bastando el canon calculado para sufragar los costes del tratamiento y aportar la rentabilidad moderada (7%) que se ha tomado como base en la evaluación de todas las alternativas. En la tabla 4.56 se presenta el resumen de los datos más importantes de los casos descritos, incluyendo capacidad de la planta de referencia, coste de inversión, coste de explotación y el coste final para cada vía de gestión.

Tabla 4.56 Comparación de los costes de tratamiento y coste de la gestión final de los fangos EDAR

	Capacidad proceso (t/año)	Inversión (€)*	Operación (€/año)*	Canon (€/t)*
A) Incineración sobre lecho fluido **				
a.1. Combustible Gas Natural	80.000	139.861.153	3.518.931	175,2
a.2. Combustible carbón	80.000	139.861.153	242.685	132,9
B) Compostaje ***				
	5.000	2.049.673	119.564	55,1

C) Disposición en vertedero ****				
c.1. Con pretratamiento de secado térmico	30.000	11.000.000	1.089.296	122,8
c.2. Con pretratamiento de estabilización con cal	30.000	2.000.000	561.400	79,4
D) Secado térmico y aprovechamiento energético en cementera ****				
	30.000	11.000.000	1.533.277	106,9
E) Tratamiento estabilización con cal (Alchimix) y aprovechamiento como materia prima en cementera ****				
	30.000	2.000.000	880.000,00	41,6

*Importes actualizados a euros de septiembre 2011

**[Murray, 2006]

***[Hall, 2000]

**** Elaboración propia

Como se aprecia en la tabla 4.56, los costes de gestión de fangos que más repercuten sobre la tonelada de fango eliminado son los correspondientes a la incineración (175 €/t para el caso de utilizar como combustible gas natural y 133 €/t para el caso de utilizar carbón); sigue la disposición en vertedero (una vez realizado el pretratamiento por secado térmico para reducción de la humedad aceptable por normativa legal) que se estima en 123 €/t. El secado térmico con aprovechamiento en cementera como combustible alternativo supone pagar 107 €/t. La disposición en vertedero con pretratamiento basado en adición de cal supone un coste de 79,5 €/t, mientras que la vía del compostaje supone un coste de unos 55 €/t. Finalmente el coste del tratamiento finalista mediante el sistema Alchimix, de acuerdo a los cálculos efectuados y a los datos de planta se evalúa en 41,6 €/t.

5. PUBLICACIONES CIENTÍFICO-TÉCNICAS

ARTICULO I: EVALUATION OF A LIME-MEDIATED SEWAGE SLUDGE STABILISATION PROCESS. PRODUCT CHARACTERISATION AND TECHNOLOGICAL VALIDATION FOR ITS USE IN THE CEMENT INDUSTRY

Enviado a Waste Management. Aceptado para publicación 14.10.2011

N. Husillos, R.J. Granados, M.T. Blanco, J.L. Cortina, S. Martínez, M.Marsal, M. Guillem, J. Puig, C.Fos, E. Larrotcha, J. Flores



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Waste Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/wasman

Review

Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry

N. Husillos Rodríguez^{a,*}, R.J. Granados^b, M.T. Blanco-Varela^a, J.L. Cortina^c, S. Martínez-Ramírez^{a,f}, M. Marsal^c, M. Guillem^d, J. Puig^d, C. Fos^d, E. Larrotcha^e, J. Flores^e^a Eduardo Torroja Institute for Construction Science (CSIC), Serrano Galvache 4, 28033 Madrid, Spain^b Auma Consultores en Medio Ambiente y Energía, Travessera de les Corts 302 Bajos, 08029 Barcelona, Spain^c ETSEIB-UPC, Universidad Politècnica de Catalunya, Avda. Diagonal 647, 08028 Barcelona, Spain^d Cementos Molins S.A., Crta. N-340, 2 al 38, E-08620 Sant Vicenç dels Horts, Barcelona, Spain^e Aguas de Barcelona S.A., Avenida Diagonal 211, 08018 Barcelona, Spain^f Instituto de Estructura de la Materia (CSIC), C/Serrano 121, 28006 Madrid, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 20 June 2011

Accepted 14 October 2011

Available online xxx

Keywords:

Sewage sludge

Lime stabilisation

Cement reuse

Clinker

Neutral

Alximix

ABSTRACT

This paper describes an industrial process for stabilising sewage sludge (SS) with lime and evaluates the viability of the stabilised product, denominated Neutral, as a raw material for the cement industry. Lime not only stabilised the sludge, raised the temperature of the mix to 80–100 °C, furthering water evaporation, portlandite formation and the partial oxidation of the organic matter present in the sludge.

Process mass and energy balances were determined. Neutral, a white powder consisting of portlandite (49.8%), calcite (16.6%), inorganic oxides (13.4%) and organic matter and moisture (20.2%), proved to be technologically apt for inclusion as a component in cement raw mixes. In this study, it was used instead of limestone in raw mixes clinkerised at 1400, 1450 and 1500 °C. These raw meals exhibited greater reactivity at high temperatures than the limestone product and their calcination at 1500 °C yielded clinker containing over 75% calcium silicates, the key phases in Portland clinker. Finally, the two types of raw meal (Neutral and limestone) were observed to exhibit similar mineralogy and crystal size and distribution.

Published by Elsevier Ltd.

Contents

1. Introduction	00
2. Experimental methodology	00
2.1. Lime stabilisation of sewage sludge	00
2.2. Instrumentation and sample preparation protocols	00
2.2.1. Neutral and raw materials for cement raw meals	00
2.2.2. Clinker samples	00
2.3. Materials used for cement production trials	00
2.4. Product characterisation methodologies	00
2.4.1. Neutral	00
2.4.2. Raw materials	00
2.4.3. Laboratory raw mixes and clinkers	00
3. Results and discussion	00
3.1. Lime stabilisation of sewage sludge at the Alximix pilot plant	00
3.2. Neutral characterisation: sludge–calcium hydroxide mixes	00
3.3. Characterisation of clinker samples using Neutral as a raw material in the manufacture of cement raw mixes	00
4. Conclusions	00

* Corresponding author.

E-mail address: nuriah@ietcc.csic.es (N. Husillos Rodríguez).

Acknowledgements	00
References	00

1. Introduction

The treatment and disposal of sewage sludge is an expensive and environmentally sensitive problem. It is also a growing problem worldwide since sludge production will continue to increase as new sewage treatment works are built and environmental quality standards become more stringent. The USA and the European Union together produced nearly 17 million tonnes of such sludge (measured as dry matter) in 2005 (7 Mt in the USA and 10 Mt in the European Union) (EUROSTAT, 2005). Spain produced 1.06 Mt of dry SS in 2006 (PNIR, 2008) 10% of the European production.

The major outlets for sludge were agriculture and landfill, with only a relatively small amount being incinerated.

With these two traditional disposal routes coming under pressure the challenges facing sludge managers is to find cost-effective solutions whilst responding to environmental and regulatory requirements and public opinion. Material and energy recycling processes are the preferred options for sustainable development, rather than agriculture use or landfill disposal. However, for sewage sludge this is not straightforward because of misgivings, particularly among food retailers, with respect to possible chemical pollutants or pathogens on the bio solids (Lang and Smith, 2008; Romdhana et al., 2009).

Agricultural use is often limited by saturation of the land and the overdosing of nutrients, particularly when sewage sludge competes with other wastes, such as manure and industrial bio solids. Moreover, bio solid composition, especially its metal, organic micro pollutant (i.e. priority and emerging pollutants), pathogen and virus contents, have been identified as a limitation to its use in agronomic uses (Houdkova et al., 2008).

Incineration although is a high cost option is a growing option only likely to be cost-effective for large cities. This is the case of large cities over one million inhabitants in central and northern cities in Europe. In general, it is not easily accepted by the surroundings communities due to concerns on off-gas emissions, and obtaining permits to build new incinerators is often difficult. To be approved by waste management agencies, incineration must be autothermal, i.e., sufficient water must be removed by mechanical dewatering and low temperature thermal drying for the sludge to be incinerated without the need of a secondary fuel. Energy recovery, other than required for process operations, is a common approach in the modern sludge incinerators, due to increase cost of

the energy (Mahamud et al., 1997). Nonetheless, sewage bio solids and other organic wastes are being used more and more as a substitute fuel in power stations or cement production.

In this regard, the thermal re-use of dry sludge in cement kilns is an alternative that has been successfully explored on an industrial scale (Jonathan and Wong, 2000; Genon and Brizio, 2008; Nadal et al., 2009; Rovira et al., 2011; Bébar et al., 2003; Samaras et al., 2008) over the last ten years. At this time studies are underway to determine the viability of drying sludge in cement plants with the residual heat from cement manufacture (Peña Cuesta, 2009; Arauzo and Permuy Vila, 2009; Conesa et al., 2008).

Against this general backdrop, stabilising sewage sludge with calcium rich alkaline agents and using the resulting product as a raw material for cement manufacture is an appealing alternative. The use of CaO for sludge treatment is a method widely referenced in the literature (Vesilind et al., 1986; Turovskiy and Mathai, 2006; Metcalf et al., 2003; National lime association, 1999; Sanchez-Monedero et al., 2004). Its use is limited, however, to stabilising sludge on a small scale. Adding a sufficient proportion of CaO (≈ 20 – 30%) to the sludge and thoroughly mixing the two induce CaO hydration reactions and organic matter degradation. Both processes are exothermal, in turn favouring evaporation of part of the water in the sludge (Bina et al., 2004; EPA, 1981).

The present paper proposes a procedure for sewage sludge management via a stabilization treatment with CaO and re-use of the product obtained as a raw material in the preparation of Portland cement raw mixes. The lime stabilisation process was evaluated in a pilot industrial plant treating 6 t/day. The result of the chemical reactions and water evaporation taking place in the lime/sewage sludge mixture is a dry, powdery product (hereafter Neutral), that can be easily handled and may therefore possibly be apt for use as a raw material in cement manufacture.

2. Experimental methodology

2.1. Lime stabilisation of sewage sludge

The lime stabilisation process, known commercially as Alximix, was implemented at the HERA ALQUIMIA pilot plant located on the Coll Cardus landfill (Barcelona, NE Spain). The plant is structured through three main subsystems: sludge supply and storage; sludge

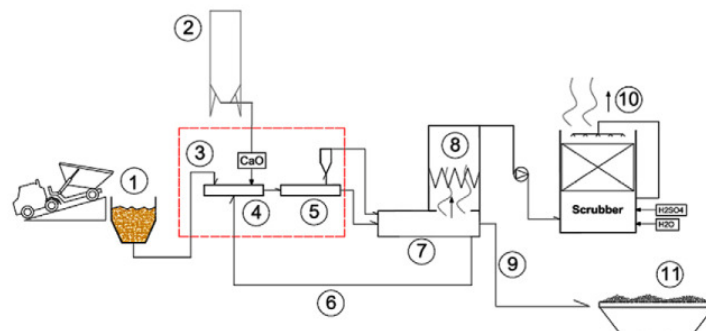


Fig. 1. Sludge treatment plant. (1) Incoming hopper; (2) lime silo; (3) sludge input; (4) pre-mixer; (5) intense mixing unit; (6) product re-circulation; (7) post-homogenisation unit; (8) fabric filter; (9) Neutral output; (10) emissions to atmosphere; (11) shipping containers.

Please cite this article in press as: Husillos Rodríguez, N., et al. Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry. Waste Management (2011), doi:10.1016/j.wasman.2011.10.021

treatment and product shipping; and off-gas emissions treatment, as described in Fig. 1. The incoming sludge hopper has a storage capacity of 40 t, i.e., sufficient for 6 to 7 h of continuous operation. The treatment area has a sludge conveyor system adapted to the specific rheological characteristics of the SS to be treated, with closed transport screws to prevent the diffusion of odours. CaO is added to the sludge in the pre-mixer by means of a closed screw attached to the quicklime silo at one end and emptying into the pre-mixer on the other end. When the lime is exposed to the moisture in the sludge in the pre-mixer, the temperature begins to rise from an average 15–20 °C (on the days of the industrial trial) to nearly 100 °C, favouring the evaporation of the water in the sewage sludge. The sewage sludge trials lasted four 8-h days.

The lime-bearing sludge is then conveyed to the intense mixing unit, where it is mixed vigorously with rotary blades to obtain a dry, smooth product with a fine particle size. The treatment process concludes in the post-homogenisation unit, where the product is re-mixed without adding any further reagents.

The pilot plant is located in an environmentally sensitive area where gas emissions must conform to municipal regulations. The off-gas treatment unit retains the particulate matter in a filter installed directly over the top of the post-homogenisation unit. The system is fitted with a sulphuric-based scrubber for ammonia removal with a continuous purge feature that produces an ammonium sulphate concentrate.

2.2. Instrumentation and sample preparation protocols

2.2.1. Neutral and raw materials for cement raw meals

2.2.1.1. Particle size distribution. Particle size distribution was determined in the samples by wet (isopropanol) laser particle sizing on a Sympatec Helos 12 K analyser fitted with a 5-mW He/Ne lamp and a lens with a measuring range of 0.1–1750 µm.

2.2.1.2. X-ray fluorescence (XRF). The chemical composition of the samples was determined by X-ray fluorescence using a Philips PW1404 X-ray spectrometer with a Sc-Mo tube, PR-10 gas scintillation detector and four analysing crystals: PX-1, GE, LIF200 and LIF220. The working conditions were 40 kV and 70 mA. Samples were analysed as pellets prepared with 8 g of sample powder and 0.1 g of elvacite, pressed under 20 t.

2.2.1.3. X-ray diffraction (XRD). A Bruker D8 Advance X-ray diffractometer, consisting of a high voltage, 2.2-kW generator and a (1.5406 Å CuK α_1 and 1.5444 Å CuK α_2) copper anode X-ray tube operating at 40 kV and 30 mA, was used for the mineralogical characterisation of the Neutral samples. This instrument was coupled to a Lynxeye detector with a 3-mm anti-scatter slit and a (0.5%) Ni K-beta filter, with no monochromator. The diffractometer was fitted with a 6-mm variable divergence slit. All readings were recorded in a 2 θ range of 5–60° at a step size of 0.02.

2.2.1.4. Organic matter. The composition of the organic matter in Neutral was analysed by thermochemolysis, which entails simultaneous methylation and thermal degradation. The instruments used included a Fischer 0316 Curie point pyrolyser with a Curie temperature of 590 °C attached to a Fisons GC8000 gas chromatograph, in turn coupled to a Fisons MD800 mass spectrometer.

The chromatograph was fitted with a ZB-5mn column measuring 30 m \times 0.25 mm \times 0.25 µm; the injector temperature was 280 °C; and the oven temperature was kept at 80 °C for 4 min, ramped to 120 °C at 30 °C/minute, then to 260 °C at 5 °C/minute and finally to 310 °C at 40 °C/minute. Helium, the carrier gas, flowed at a constant 1.50 ml/minute. The interface temperature was 280 °C and the source temperature 250 °C. The samples were ionised for mass spectrometry with a 70-eV pulsed electron beam.

Fatty acids were saponified, extracted from the product and injected directly into a gas chromatograph. A standard protocol (MIDI) was used to analyse bacterial cell wall components. The conditions were the same as in the preceding procedure, except that the oven temperature was held at 80 °C for 4 min, ramped to 120 °C at a rate of 30 °C/min., subsequently to 260 °C at 5 °C/min and finally to 310 °C at 40 °C/min; the carrier gas was helium flowing at a constant 1.50 ml/min.

2.2.1.5. Thermogravimetric analyses (DTA/TG/DSC). A TA Instruments SATQ600 thermal analyser was used to study Neutral thermal behaviour. The 50-mg samples were heated to 1000 °C at a rate of 4 °C/min in N $_2$ and CO $_2$ -free air atmospheres streaming at a rate of 100 ml/min.

2.2.1.6. SEM. Neutral morphology and texture were analysed on a JEOL JSM 6400 scanning electron microscope (SEM) operating at 20 keV. The original powder was carbon coated.

2.2.2. Clinker samples

2.2.2.1. X-ray diffraction (XRD). The same diffractometer of the Neutral samples. The data were collected in a 2 θ range of 5–70° for ~4 h.

The XRD patterns were Rietveld refined with GSAS software (Larson and Von Dreele, 2000). The parameters refined for all the patterns included background coefficients, cell parameters, zero-shift error, peak shape parameters and phase fractions. Peak shape parameter GW was set at 0.11, while LY was refined freely for each phase. The atomic parameters (positions, thermal displacements, and site occupations) were not refined.

2.2.2.2. Infrared spectroscopy (FTIR). Ten FTIR scans were run on KBr pellets at frequencies of 4000–400 cm $^{-1}$ and a spectral resolution of 4 cm $^{-1}$ using a Thermo Scientific Nicolet 600 FTIR spectrometer. Approximately 1.0 mg of sample and 300 mg of KBr were used to prepare the pellets.

2.2.2.3. Optical microscopy. The morphology of the polished clinker surfaces was studied under a Nikon Eclipse ME600 reflected light microscope. The silicate phases were highlighted by etching the surface with a 1:1000 solution of Nital (HNO $_3$ and absolute ethanol) for 20 s.

2.3. Materials used for cement production trials

Five samples of Neutral were taken from the pilot plant at different times during the industrial test and they were used to characterise the product. Since the analyses were similar, with differences lower than 5%, the average values were used for discussion here.

The raw materials (limestone, clay, sandstone) needed to prepare cement raw meals as well as an industrial raw meal (furnished by Cementos Molins (Barcelona, NE Spain)) were also used to assess the technological characteristics of Neutral.

2.4. Product characterisation methodologies

2.4.1. Neutral

The chemical composition of Neutral was determined by XRF and its mineralogical composition by XRD, while its organic matter was characterised by pyrolysis, gas chromatography (GC) and mass spectrometry (MS). Product thermal behaviour was studied with DTA/TG. A sample of the material was stored at 21 °C and 95% relative humidity (RH) in an air atmosphere until the portlandite carbonated entirely. The process was monitored with XRD. The carbonated sample was studied by DSC/TG.

Product particle size distribution was found with a laser particle sizer and its unit weight was determined as specified in Spanish standard UNE 80103 (1986). SEM was used to analyse product morphology and texture.

2.4.2. Raw materials

The chemical composition of limestone, sandstone, clay and industrial raw meal was determined by XRF. The particle size distribution of the industrial raw meal was found on a laser particle sizer.

2.4.3. Laboratory raw mixes and clinkers

Two raw mixes with the same silica modulus ($SM = SiO_2 / (Al_2O_3 + Fe_2O_3)$), alumina modulus ($AM = Al_2O_3 / Fe_2O_3$) and lime saturation factor ($LSF = CaO / (2.8SiO_2 + 1.18Al_2O_3 + 0.65Fe_2O_3)$) were prepared, one with limestone and the other with Neutral as the source of calcium. The raw materials were ground separately to prepare the laboratory raw meals, the clay and sandstone to a particle size of $<45 \mu m$ and the limestone to $<125 \mu m$. Neutral was not ground, but used as produced at the pilot facility. The ground raw materials were dried at $100^\circ C$, weighed and mixed in a turbula blender for 5 h and then suspended in ethanol. The excess ethanol was eliminated by heating at $100^\circ C$. The proportions of the raw materials in the raw mix made with Neutral were: Neutral = 63.95%; clay = 35.65%; and iron ore = 0.39%, while for the raw mix made with limestone they were: limestone = 81.24%; clay = 13.28%; sandstone = 4.5%; and iron ore = 1.02%. In both cases the SM was 2.25; the AM, 1.54; and the LSF, 103.32 (Sorrentino, 2008).

All the clinkers were prepared in the laboratory from the raw mixes. Cylindrical pellets weighing about 4 g and measuring 30 mm in diameter were formed and burned at 1400, 1450 and $1500^\circ C$ for 30 min and then cooled to laboratory temperature.

The clinkers obtained were ground and their free lime content determined as specified in Spanish standard UNE 80243 (2002). Their mineralogical composition was analysed with XRD and FTIR. Calcium silicates were dissolved in a methanol and salicylic acid solution (Takashima, 1958; Treviño and Blanco, 1983) and the residue studied by XRD and FTIR to improve the characterisation of the minor phases.

Portions of both Neutral and limestone clinkers obtained at $1450^\circ C$ were packed in epoxy resin, sliced and polished for morphological analysis with reflected light microscopy.

3. Results and discussion

3.1. Lime stabilisation of sewage sludge at the Alximix pilot plant

A total of 251 t of sewage sludge from the wastewater treatment plant at El Besos in the Spanish province of Barcelona were used in the industrial-scale lime stabilisation trials. The mean sludge composition is given in Table 1. The moisture and organic matter content accounted for $68.8 \pm 1.5\%$ and $71.4 \pm 1.6\%$ of the dry weight, respectively. The amount of CaO to be added to the sludge was set at approximately 23%. During the trials, however, depending on the daily variations in the moisture content in the input sewage sludge, the amount of CaO added ranged from 20 to 30%. The 251 t of sludge were transformed into 128 tonnes of Neutral, nearly 76 t of which consisted of calcium hydroxide and the remaining 52 t of stabilised sewage sludge.

The process was divided conceptually into its main stages and the main process parameters such as stream flow rates and composition were established to compute the mass and energy balances. The values of these parameters were recorded during plant operation and samples were taken from the main streams for analysis.

The preliminary plant mass and energy balances given in Tables 2 and 3, respectively, were calculated based on the process diagram (Fig. 1) and flow rates, assuming a treatment process flow-rate of 6 t/h. The process energy balance was calculated taking into account: (a) temperatures measured in the pilot plant streams; (b) thermodynamic parameters (i.e. enthalpies), and (c) a final assessment of actual heat loss compared to the theoretical loss under the test conditions and assuming an error of around 5%. Enthalpy values were calculated from the specific, sensible and latent heat for the substances and phases involved in the process, taken from literature (Sanchez-Monedero et al., 2004; Perry's Chemical Engineers' Handbook, 1997).

Values shown in Table 3 were obtained taking into account the following hypothesis. The energy generated by the thermo-chemical processes is obtained by the sum of the energy produced from:

- The hydration of quicklime: $CaO (s) + H_2O(l) \leftrightarrow Ca(OH)_2(s)$ ($\Delta H = 1152 \text{ kJ/kg}$);
- The aerobic degradation of the organic matter that is contained in the sludge: $C_6H_{15}O_6N(s) + 6O_2(g) \leftrightarrow 6 CO_2(g) + 6H_2O(l) + NH_3(g)$ ($\Delta H = 13533 \text{ kJ/kg}$). This last was obtained

Table 1

Average chemical composition of the sewage sludge used on the pilot trials.

Parameter	Value	Units	Method of analysis
Moisture	68.8 ± 1.5	%	Loss at $105^\circ C$
Total solids (dry basis)	31.2 ± 1.8	%	Weight
Organic matter (dry basis) = a	71.4 ± 1.6	%	Permanganate oxidation
Ash (dry basis)	28.6 ± 1.7	%	($100 - a$)
Lypophilic content	7.8 ± 1.1	%	Soxhlet extraction
Lypophilic non-saponifiable substances	3.4 ± 0.9	%	Soxhlet extraction
Arsenic	1.5 ± 0.7	mg/kg	Atomic absorption spectrometry (AAS)
Mercury	1.2 ± 0.3	mg/kg	AAS
Cadmium	3.4 ± 0.3	mg/kg	AAS
Copper	293.5 ± 23.2	mg/kg	AAS
Total chrome	108.3 ± 7.6	mg/kg	AAS
Nickel	53.8 ± 4.2	mg/kg	AAS
Lead	77.5 ± 5.2	mg/kg	AAS
Zinc	975.5 ± 78.7	mg/kg	AAS
Kjeldahl nitrogen	3.8 ± 0.3	%	Digestion + distillation + titration
Ammonium	5044 ± 235	mg/kg	Spectrophotometry
Calcium	4.1 ± 0.6	%	AAS
Magnesium	3761 ± 120	mg/kg	AAS
Potassium	3862 ± 98	mg/kg	AAS
Iron	22224 ± 1190	mg/kg	AAS
Phosphorus (as P_2O_5)	1.7 ± 0.2	%	Digestion + photometry

Please cite this article in press as: Husillos Rodríguez, N., et al. Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry. Waste Management (2011), doi:10.1016/j.wasman.2011.10.021

Table 2
Mass balance.

<i>Sludge</i>	
Input rate	6 t/h
Moisture	61%
Organic matter	70% (dry matter)
CaO added	1.5 t/h
Feedback	30%
<i>Neutral</i>	
Output range	3.2 t/h
Moisture	10%
Organic matter	5% (dry matter)
<i>Gas flow</i>	
Process gas flow	12 t/h
Process gas moisture	30%
NH ₃ emissions	<30 mg/Nm ³ (after scrubbing)

Table 3
Energy balance (6 t/h).

Energy generated by thermo-chemical processes	3762 kW
Energy supplied by input materials	318 kW
Heating energy of material current (20–100 °C) + latent heat from moisture evaporation + rest of gases energy)	–3926 kW
Energy carried by product out	–90 kW
Lost to surrounding environment (radiation and convection)	–64 kW

by taking into account the organic matter content of the fresh sludge and the final measured content on the stabilized samples.

Energy supplied by input materials and energy contained in the process products were estimated taking into account specific heat water heat for the moisture content and a specific heat for the dry matter. Finally, the biggest energy consumption of the process (heating of the boiling point and conversion moisture content of the sludge to vapour) was calculated from the water sensible heat and mass of water evaporated.

When the sludge was blended with lime in the pre-mixer unit, the temperature began to rise from the 15–20 °C average on the days the industrial trials were conducted to nearly 100 °C. According to the energy balance, the energy generated by the thermo-chemical processes taking place in the sewage sludge stabilisation reactor came to 3752 kW.

Likewise, according to the energy balance, the energy used to heat the materials and gases, the energy stored in the product and the energy consumed during sludge moisture evaporation accounted for 3926 kW. The net energy balance resulted in a loss to the surrounding environment of around 64 kW.

The gases generated in the reactor had an average ammonia content of 4000 mg/Nm³. After particle filtration, the ammonia content was reduced in the sulfuric scrubber to values fewer than 30 mg/Nm³. The continuous purge feature in the gas treatment unit produced an ammonium sulfate concentrate that can be re-used as a raw material in the fertiliser industry. The purged material was evacuated from the scrubber when the concentration reached 30 wt.%.

The product obtained (Neutral) was a dry, readily handled white powder (10% maximum moisture) show a reduction of 42% in weight in comparison with the input material. The changes induced in the physical–chemical properties and molecular composition of the sludge by the alkaline agent during stabilisation have been identified and reported in the literature (Allievi et al., 1994; Wong and Fang, 2000). Also according to the literature, the addition of calcium oxide to the sludge mix enhances the release of ammonia, the preferential hydrolysis of fats and proteins from

the sludge macromolecular network and the conversion to calcium salts of both the free fatty acids present in the lipids and the fats released hydrolytically (Czechowski and Marcinkowski, 2006).

The alkali used for sludge stabilisation reduces the pathogens content (as confirmed by microbiological analytical results not shown here) (Guillem et al., 2010). In the present study, the analyses showed the product obtained to be stable, homogeneous, innocuous and eligible for deposit in class II landfills. In light of the high temperatures reached during the process (over 80 °C) and product alkalinity (pH > 12) the process would qualify for US EPA (United States Environmental Protection Agency) certification as Class A biosolid production, pursuant to CFR (Code of Federal Regulation) 40, part 503 (Turovskiy and Mathai, 2006).

3.2. Neutral characterisation: sludge–calcium hydroxide mixes

The major crystalline phases identified on the diffractogram for Neutral (not shown) were portlandite [Ca(OH)₂] and calcite [CaCO₃] (which exhibited less intense reflections). Traces of anhydrite [CaSO₄] and quartz [SiO₂] were also detected. The chemical composition of Neutral, expressed in oxides (except Cl), is summarised in Table 4.

The DTA conducted on the sample of Neutral in a N₂ atmosphere (Fig. 2) yielded a curve showing an endothermal decline from 25 to 110 °C concurring with moisture loss, followed first by a broad endothermal signal between 110 and 337 °C and then by a fairly intense endothermal signal at 446 °C, attributed to the decomposition of portlandite and part of the organic matter. Two less intense but likewise endothermal signals, at 649 and 698 °C, were attributed to the decomposition of CaCO₃ (Puertas et al., 2008). The TG curve, in turn, showed mass loss associated with above processes.

Two further developments were observed during the test conducted in a stream of air, namely organic matter combustion and portlandite carbonation, which did not occur in the test performed in a N₂ atmosphere. Organic matter combustion is clearly visible on the DTA curve, in the form of the sharp exothermal signal with peaks at 302 and 327 °C, absent in the N₂ atmosphere thermogram. A second exothermal signal at 474 °C, overlapping with the endothermal signal associated with portlandite dehydroxylation (427 °C), might be indicative of sample carbonation during the experiment or some other combustion incident. Further evidence

Table 4
Chemical composition of Neutral expressed in oxides (except Cl).

Oxides	(%)	Oxides	(%)	Oxides	(ppm)
SiO ₂	1.30	K ₂ O	0.08	MnO	76.56
Al ₂ O ₃	0.54	TiO ₂	0.04	CuO	50.34
Fe ₂ O ₃	0.50	P ₂ O ₅	0.11	ZrO ₂	81.80
MgO	0.73	Na ₂ O	0.04	As ₂ O ₃	22.02
CaO	61.76	SrO	0.03	Cl	600
SO ₃	0.57	ZnO	0.04		

L.I*': loss on ignition at 1000 °C = 34.15%.

Table 5
Product mass loss in air and nitrogen.

TG mass loss (%)		Temperature (°C)		
Air	N ₂			
4.0	3.8	22–110		Water loss
2.3	2.6	110–337		Loss of organic matter
9.8	19.6	337–520		Loss of OH [−] in portlandite and organic mat.
17.3	7.3	520–983		Loss of CO ₂ in carbonates

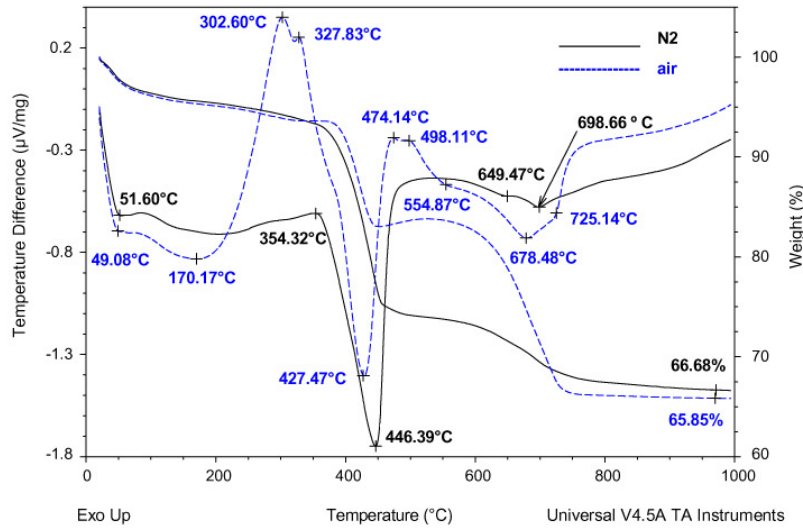


Fig. 2. DTA/TG for Neutral in air (dot line) and N₂ (full line).

Table 6
Product mass loss at 28 days in air.

TG mass loss (%)	Enthalpy (J/g)	Temperature (°C)	
6.24	96	22–110	Water loss
14.38	1802	110–520	Loss of organic matter
31.42	1211	520–983	Loss of CO ₂ in carbonates

Table 7
Mineralogical composition of Neutral, based on TG and chemical analysis data.

Sample	Ca(OH) ₂	CaCO ₂	Inorg.	H ₂ O	Org.
Neutral	49.76	16.60	13.40	3.80	16.44

of carbonation in this area of the thermogram was to be found in the intensity of the weight loss signal (TG) on the air (17.3%) and nitrogen (7.3%) thermograms (Table 5) in the range in which calcite weight declined, as well as in the mass increase observed on the TG between 470 and 550 °C. The endothermic signals appearing at 427 °C and 678 °C were attributed to the loss of OH⁻ in portlandite and carbonates in calcite, respectively.

Mass loss between approximately 110 °C and 337 °C was very similar regardless of whether the trial was conducted in a N₂ or an air atmosphere and was interpreted to be due to the decomposition of the organic matter present in the sample.

Fig. 3 shows DSC/TG curves for the 28-days, air-carbonated Neutral sample. Two endothermic peaks reflecting moisture and CO₂ loss and an exothermic peak due to the combustion of organic matter were recorded, although no endothermic signal for portlandite dehydroxylation appeared, contrary to what might have been expected. The TG and DSC data are given in Table 6. Table 7 lists the

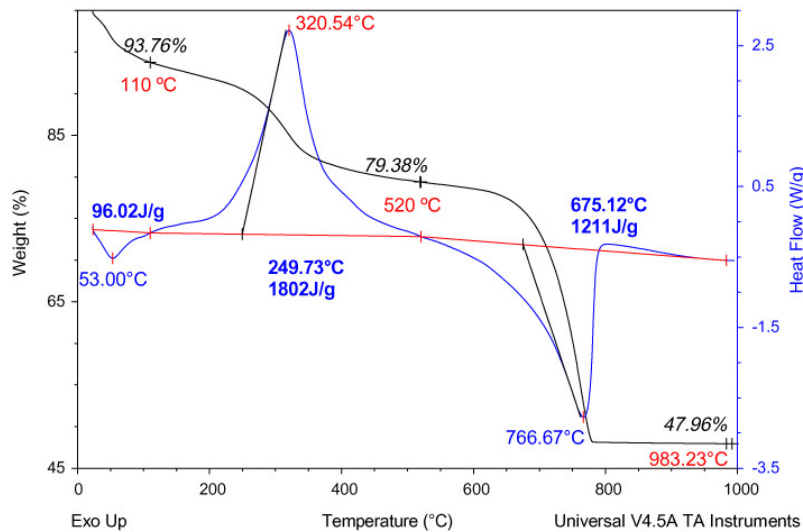


Fig. 3. TG/DSC of Neutral sample carbonated in air for 28 days.

Please cite this article in press as: Husillos Rodríguez, N., et al. Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry. Waste Management (2011), doi:10.1016/j.wasman.2011.10.021

Table 8

Chemical analysis of prime materials and industrial raw mix (From XRF data and adjusted to 100 taking into account Li).

(%)	Clay	Limestone	Sandstone	Industrial raw mix
SiO ₂	37.10	5.00	88.60	13.00
Al ₂ O ₃	10.60	2.40	2.90	3.50
Fe ₂ O ₃	4.23	0.74	2.67	2.27
CaO	18.70	50.00	2.20	43.40
MgO	4.25	0.63	0.14	1.12
Na ₂ O	0.23	0.03	0.03	0.04
K ₂ O	2.39	0.44	0.39	0.61
TiO ₂	0.46	0.11	0.19	0.13
MnO	0.05	0.01	0.05	0.03
P ₂ O ₅	0.11	0.03	0.09	0.06
SO ₃	1.09	0.10	<0.01	0.23
LI*	20.60	40.70	2.61	35.80

LI*: loss on ignition at 1000 °C.

portlandite, calcite, organic and inorganic matter and water contents in Neutral found by combining the N₂ atmosphere and carbonated TG results.

The chromatograms for Neutral samples contained peaks attributed to alkanes and alkenes, but primarily to fatty acids with chain lengths in the C₂–C₂₆ range. The acids, which appeared in the form of their methylated derivatives, were attributed to the presence of such compounds in the sample. The presence of alkanes and alkenes may have been due to the thermal degradation of the fatty acids themselves during analysis, conducted at temperatures high enough to decarboxylate fatty acids and yield the respective alkanes and alkenes with one less carbon atom. Saponification

Table 9

Free CaO in clinkers (wt.%).

	1400 °C	1450 °C	1500 °C
Clinkers with Neutral	1.77	1.57	0.82
Clinkers with limestone	5.38	4.88	3.45

generated chromatograms in which the fatty acids were clearly separated (Fig. 4).

Similar results were reported by Czechowski and Marcinkowski in a study of lime stabilisation of raw primary sewage sludge (Czechowski and Marcinkowski, 2006).

Biogenic *n*-alkanes and anthropogenic linear alkylbenzenes were detected as minor components in the lipids and pyrolytic products present in the treated samples. These authors observed that sewage sludge stabilisation with calcium hydroxide had no effect on the uniform structural pattern or content of the unbound stanol and sterol compounds in the sludge lipids or on the compounds bound to the macromolecular network. Biogenic *n*-alkanes and anthropogenic linear alkylbenzenes were detected as minor components in the lipids and pyrolytic products, respectively, in the pre-extracted sludge.

The identification of the fatty acids detected in Neutral that were originally present in the SS (Jarde et al., 2003; Lichtfouse et al., 1995; Ibañez et al., 1997) was an indication that not all the organic matter was destroyed by the CaO during treatment.

The main constituents in Neutral were, then, portlandite (49.8%), calcite (16.6%), inorganic oxides (13.4%) and organic matter + moisture (20.2%) (Table 7). The organic matter essentially

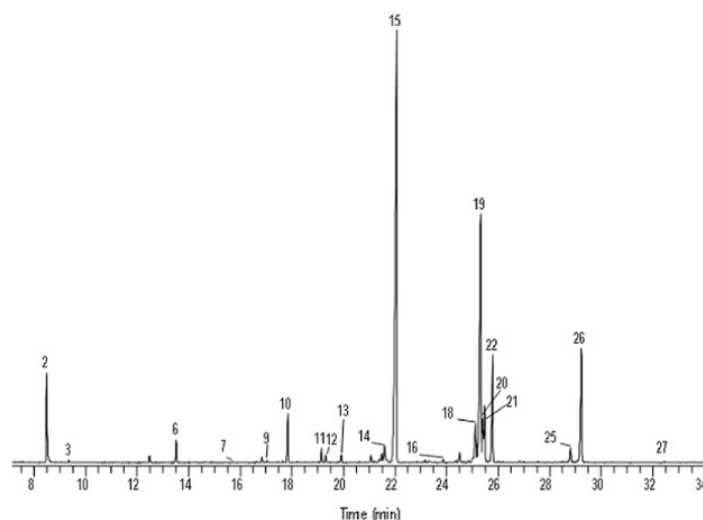


Fig. 4. Chromatogram for saponified Neutral. *n* → number of carbon atoms in the respective fatty acids.

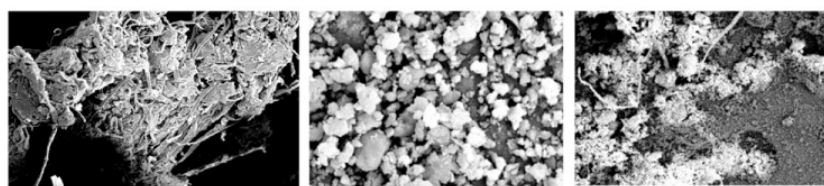


Fig. 5. SEM images of the original sludge (left [600 μm]), the quicklime used for inertization (centre [20 μm]) and the Neutral product (right [600 μm]).

Please cite this article in press as: Husillos Rodríguez, N., et al. Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry. Waste Management (2011), doi:10.1016/j.wasman.2011.10.021

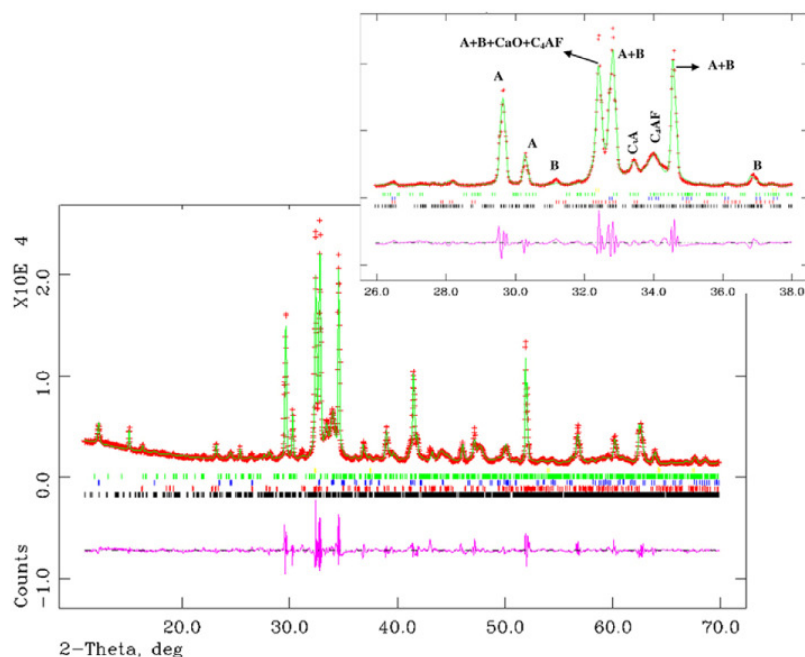


Fig. 6. Rietveld refinement of experimental (+++) and calculated (–) X-ray diffractograms and the difference curve (–) for Neutral clinker burnt at 1500 °C. In the upper insert, selected range of the diffractograms, showing the main peaks in each phase. A = alite; B = belite; C₄AF = brownmillerite; CaO = calcium oxide; C₃A = tricalcium aluminate.

comprised fatty acids with 15 carbon atoms in their chains. Since these acids burn at temperatures of over 200 °C, which are much higher than the temperatures attained in cement raw mix mills, neither spontaneous combustion nor explosion is expected to occur during the milling process.

The chemical composition of Neutral, whose main component is CaO, makes it particularly apt for use as a raw material in cement raw meals. With a higher SO₃ content than limestone, it can act as a mineraliser in the clinkering process and expand the dicalcium silicate primary crystallisation field (Giménez-Molina et al., 1992). Cement raw meals contain 0.3–0.8% of SO₃ (Blanco et al., 1995) but the raw materials are not the only source of SO₃ in clinkers; silicates from the fuel are also incorporated, generally in the form of anhydrite, K₂SO₄ or syngenite.

Finally, since 90% of the Neutral particles had diameters of under 40 μm, the product was found to be particularly apt for use as a raw material in cement manufacture. The unit weight of Neutral was observed to be 2 g/cm³. The product contained fibrous material, initially present in the sludge (Fig. 5), and fine particles of various sizes found by EDX analysis to consist primarily of Ca.

3.3. Characterisation of clinker samples using Neutral as a raw material in the manufacture of cement raw mixes

The chemical analysis of prime materials and industrial raw mix are shown in Table 8. Two raw mixes were prepared with the same silica modulus (2.25), alumina modulus (1.54) and lime saturation factor (103.32), and containing the same raw materials as the industrial raw meal used as a reference. The two mixes differed in that the limestone was replaced by Neutral.

In the mix containing Neutral, the proportions were: Neutral, 63.95%; clay, 35.65%; and iron ore, 0.39%. The raw mix made with limestone contained 81.24% limestone; 13.28% clay; 4.5% sandstone; and 1.02% iron ore. The free lime content in the clinker

Table 10

Quantitative phase analysis of the clinkers obtained at 1500 °C, from XRD findings.

Phases (Rietveld XRD)	Clinker with limestone	Clinker with Neutral
C ₃ S (%)	72.8 (1)	68.0 (1)
C ₂ S (%)	5.3 (4)	8.9 (4)
C ₃ A (%)	5.0 (2)	6.8 (3)
C ₄ AF (%)	14.8 (3)	16.1 (2)
CaO (%)	0.3 (0)	0.1 (0)
Portlandite (%)	1.7 (1)	

obtained after burning the raw mix at 1400, 1450 and 1500 °C for 30 min declined with rising temperatures and was lower in all cases in the Neutral than in the limestone clinkers (Table 9). The Neutral raw meal also exhibited better burnability than the limestone material.

Rietveld quantitative XRD of the samples clinkerised at 1500 °C (Fig. 6 and Table 10) showed that both the Neutral and limestone clinkers had high silicate contents. The aluminate and ferrite phases were slightly more abundant in the Neutral clinker, however, which would explain the lower proportion of free lime detected in this product. As Fig. 6 shows, the experimental and calculated diffractograms concurred fairly well, for the difference curve (pink line¹) was essentially flat. The final disagreement factor (McCusker et al., 1999) was $R_{wp} = 7.1\%$.

The bands characteristic of the clinker phases were observed on the FTIR spectra for both the Neutral and limestone samples (Fig. 7). The low intensity band at 3642 cm⁻¹ on the limestone clinker spectrum, attributed to the ν₁ vibrations generated by the O–H in the hydroxyl groups present in portlandite, denoted the existence of slight sample weathering.

¹ For interpretation of the references to color in this figure, the reader is referred to the web version of this article.

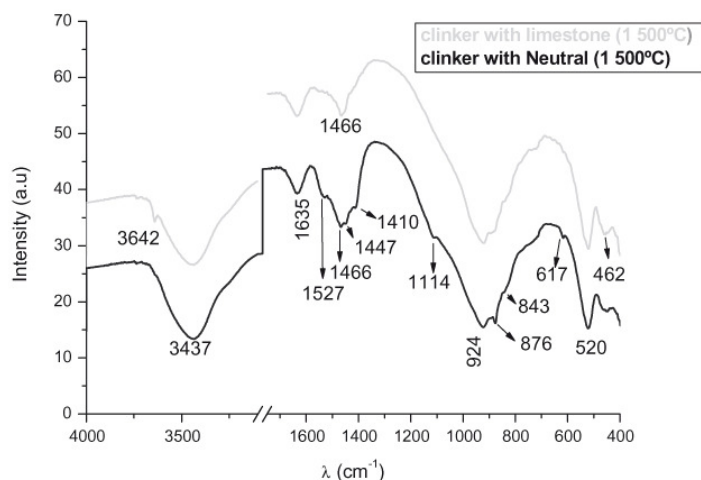


Fig. 7. FTIR spectrum for Neutral- and limestone-containing clinker.

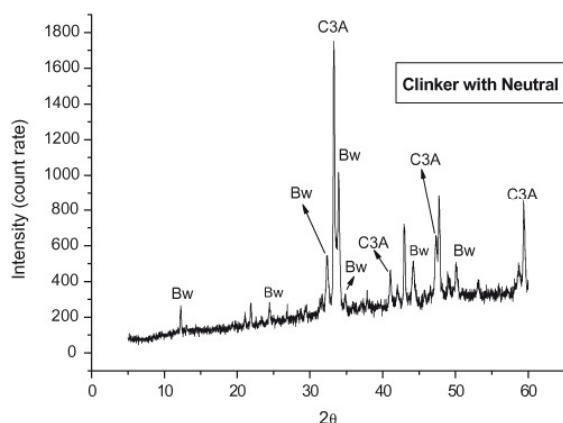


Fig. 8. XRD for the Neutral-containing clinker after the Takashima attack. Bw = brownmillerite; C₃A = tricalcium aluminate.

The spectrum for the Neutral-based clinker had two bands, at around 1114 and 617 cm^{-1} (assigned to the S–O ν_3 stretching vibrations and O–S–O bending vibrations in sulfates), that did not appear on the spectrum for the limestone clinker. The only crystalline phases appearing on the diffractogram for the residue remaining after the calcium silicates from the 1500 °C Neutral clinker were dissolved with methanol–salicylic acid (as described in Materials and methods, Takashima attack (Takashima, 1958) (Fig. 8) were C₃A and C₄AF, present in the interstitial phase of the clinker. FTIR analysis (Fig. 9), however, also detected syngenite ($\text{K}_2\text{Ca}[\text{SO}_4]_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (De la Cruz et al., 1983), a low intensity band at 1196 cm^{-1} , and three intense overlapping bands at 1139, 1123 and 1097 cm^{-1} that were attributed to S–O ν_3 vibrations. A further three bands at 659, 644 and 602 cm^{-1} were assigned to the ν_4 vibrations generated by these same groups. The syngenite in question must have been only weakly crystalline and therefore not XRD-detectable, although readily identified with FTIR.

A stretching vibration band generated by the OH in water was observed at 3426 cm^{-1} , along with two bending vibration bands attributed to the H–O–H in water, at 1632 and 1598 cm^{-1} .

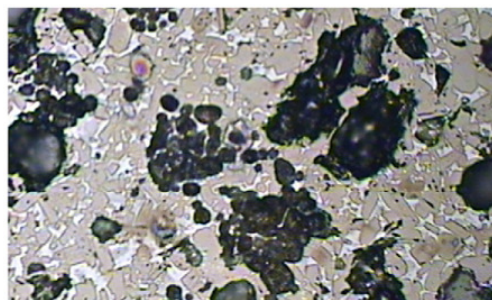


Fig. 10. Limestone-containing clinker. Clusters of free lime.

The clinker made with the limestone raw mix contained well-developed alite crystals (tricalcium silicate in solid solution) of various sizes and free lime (CaO) forming clusters. The clinker prepared with Neutral had a higher proportion of belite (dicalcium silicate in solid solution) and differed from the limestone product primarily in terms of its free lime content, which was much lower (Figs. 10 and 11), confirming the XRD findings.

Judging from its composition, Neutral is an apt replacement for limestone and sandstone in Portland cement raw mix manufacture. Replacing limestone with Neutral has a beneficial effect not only in terms of CO₂ emissions, but also of reactivity.

Cement raw mix burnability depends essentially on its chemical composition and fineness, as well as on the reactivity of its constituent mineralogical species (Miller, 1981). One way of measuring burnability is by determining the unreacted CaO remaining in the raw mix after clinkerisation for certain amounts of time at given temperatures.

The lower CaO content in Neutral-containing clinkers than in the limestone material prepared at the same temperature is indicative of higher burnability in the former. Since the two mixes had the same chemical composition, that improvement may be attributed to the fact that Neutral was much finer than the ground limestone normally used. Furthermore, as the temperature at which clay and portlandite are dehydroxylated is very similar (450–500 °C), highly reactive basic (CaO) and acid (SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3) oxides were obtained at the same time. This would stimulate the

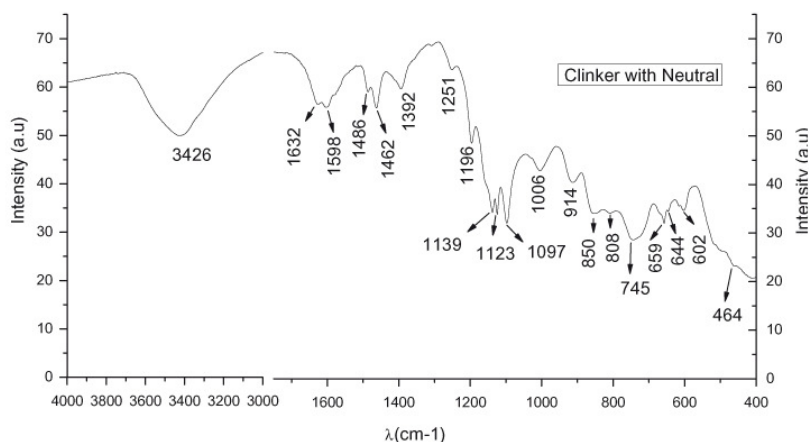


Fig. 9. FTIR spectrum for the residue remaining after a Takashima attack on 1.500 °C Neutral-containing clinker.

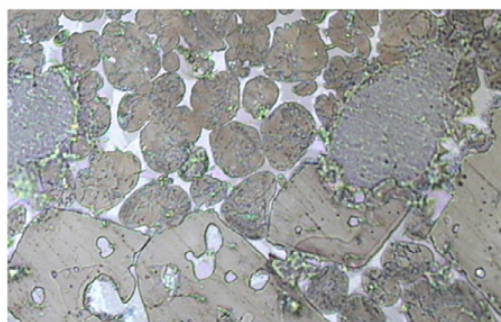


Fig. 11. Neutral-containing clinker. Belite and alite.

initial calcium silicate and aluminate solid state reactions at these relatively low temperatures. The CaO resulting from the decarbonation of the industrial limestone began to appear at a temperature of 700 °C (Puertas et al., 2008), retarding the onset of the said solid state reactions. Finally, the raw mix containing Neutral was prepared with the same clay but contained no sandstone, which is required in the limestone raw mix but is less reactive.

The mineralogical composition of the Neutral clinkers obtained at 1450 and 1500 °C was the same as any industrial clinker with a high alite content (Aranda et al., 2003). Alite is the phase that, when hydrated, produces the C-S-H gel responsible for the binding properties, strength and durability of Portland cement (Palomo et al., 2007). The mineralogy and crystal size and distribution in the clinker phases were similar in the clinkers prepared with Neutral and limestone (Miller, 1981). These findings lend support to the premise that Neutral is a technologically viable as a component of cement raw mixes.

Consequently, from mere waste, sewage sludge could be converted into a product, Neutral, usable as an alternative raw material in the cement industry where it could be used in the raw mix milling stage instead of quarry limestone (EU BREF, 2001). Since organic matter from Neutral burns at temperatures of over 200 °C, which are much higher than the temperatures attained in cement raw mix mills, no spontaneous combustion or explosions are expected during raw mix milling. After milling, the raw meal would be conveyed to a rotary kiln to form part of the clinker produced. Calcium carbonate (CaCO_3) decomposes

during calcination, generating 50% of the total CO_2 emitted during cement manufacture; when part of the limestone is replaced by Neutral, these emissions can be reduced.

4. Conclusions

1. Neutral is a readily handled white powder consisting of portlandite (49.8%), calcite (16.6%), inorganic oxides (13.4%) and organic matter + moisture (20.2%). The organic matter comprises essentially fatty acids whose chains contain 15 carbon atoms.
2. A weight reduction of about 58% was attained during the industrial scale trials designed to stabilise sewage sludge with lime. Neutral is a stable, homogeneous, innocuous product eligible for deposit in class II landfills.
3. Its chemical composition makes Neutral highly suitable for use as a raw material in cement raw meals. Its use in place of limestone involves no risk of spontaneous combustion or explosion during raw meal milling.
4. The technological viability of the product as a component in cement raw mixes has also been proven. The mixes manufactured with Neutral exhibited higher reactivity than the reference mix with the same composition but containing limestone and sandstone instead of the experimental material.
5. Like conventional limestone clinkers, the product obtained from raw mixes in which Neutral is the source of CaO is very rich in calcium silicates, while the size and phase distribution of its crystals are similar to these parameters in conventional clinkers.
6. The results of the present study also show that the proposed process for sewage sludge treatment has a number of advantages over traditional treatments. In the basic plant design, the chemical energy in the reagents generates sufficient thermal energy for the moisture to evaporate. This makes the process more energy-efficient than others, in which thermal energy is obtained from fossil fuels. The system is compact enough to be built inside typical wastewater treatment plant facilities, reducing the need for transport and the associated energy consumption. The treatment section of the plant is equipped with a gas treatment facility, consisting essentially of a filter (to reduce particle emissions), and an acid-based scrubber to reduce ammonia emissions to under 30 mg/Nm^3 (the legal limit established for the plant by the competent authority).

Acknowledgements

The authors wish to thank HERA ALQUIMIA for its cooperation during the industrial trials. This study forms part of a Consorcios Estratégicos Nacionales en Investigación Técnica (National Strategic Consortium for Technical Research, CENTI) project, funded by the Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial (Centre for Technological Development in Industry, CDTI) under the title "Technological development of the urban cycle for a self-sustaining water supply (SOSTAQUA)".

References

- Allievi, L., Colombi, A., Calcaterra, E., Ferrari, A., 1994. Inactivation of fecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. *Bioresour. Technol.* 49, 5–30.
- Aranda, M.A.G., Blanco-Varela, M.T., De la Torre, A.G., Bruque, S., Zúñiga, F.J., 2003. Cuantificación mineralógica directa de cementos portland por el método de Rietveld. *Cemento-Hormigón* 850, 4–25.
- Arauzo, I., Permy Vila, D., 2009. La gestión de lodos y el protocolo de Kyoto. El secado térmico y la valorización en cementera. VII Coloquios de directores y Técnicos de fábricas de cemento. Desarrollo, innovación y sostenibilidad: los tres pilares de la industria cementera. *Cemento-Hormigón* 1, 365–374.
- Blanco, M.T., Palomo, A., Puertas, F., Vázquez, T., 1995. Influence of the joint incorporation of CaF₂ and CaSO₄ in the clinkerization process. Obtainment of new cements. *Materiales de Construcción* 45 (239), 21–39.
- Bébar, L., Kermes, V., Puchyr, R., Stasta, P., Stehlik P., Oral, J., 2003. Waste as alternative fuel for cement and lime production industry. Fourth international symposium on waste treatment technologies (thermal, non-thermal and gas clean-up) Sheffield, UK.
- Bina, B., Movahedian, H., Kord, I., 2004. The effect of lime stabilization on the microbiological quality of sewage sludge. *Iranian J. Environ. Sci. Eng.* 1, 34–38.
- Conesa, J.A., Gálvez, A., Mateos, F., Martín-Gullón, I., Font, R., 2008. Organic and inorganic pollutants from cement kiln stack feeding alternative fuels. *J. Hazard. Mater.* 158, 585–592.
- Czechowski, F., Marcinkowski, T., 2006. Sewage sludge stabilisation with calcium hydroxide: Effect on physicochemical properties and molecular composition. *Water Res.* 40, 1895–1905.
- De la Cruz, I., Vázquez, T., Fernández-Peña, O., 1983. Sulfatos en el cemento portland y su incidencia en el falso fraguado: estado actual del conocimiento. *Materiales de Construcción* 192, 43–55.
- EPA, 1981. Lime stabilization and ultimate disposal of municipal wastewater sludges. 1981. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, EPA/600/2-81/076 (NTIS PB81198160).
- EU BREF, 2001. Draft Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries.
- EUROSTAT, <http://epp.eurostat.cec.eu.int>. 2005.
- Genon, G., Brizio, E., 2008. Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Manag.* 28, 2375–2385.
- Giménez-Molina, S., Blanco, M.T., Marr, J., Glasser, F.P., 1992. Phase relations in the system CaSiO₄-CaSO₄-CaO-CaF₂ relevant to cement clinkering. *Adv. Cem. Res.* 4 (4), 81–86.
- Guillem, M., Fos, C., Blanco-Varela, M.T., Husillos Rodríguez, N., 2010. Utilización de lodos de EDAR tratados con cal como materia prima alternativa en la fabricación de clínker. *Cemento-Hormigón* 936, 66–76.
- Houdkova, L., Boran, J., Ucekaj, V., Elsässer, T., Stehlik, P., 2008. Thermal processing of sewage sludge – II. *Appl. Therm. Eng.* 28 (16), 2083–2088.
- Ibañez, E., Borros, S., Comellas, L., Gassiot, M., 1997. Determination of B-hydroxy fatty acids in sewage sludge by using selected ion monitoring. *J. Chromatogr. A* 775, 287–293.
- Jarde, E., Mabsuy, L., Faure, P., 2003. Characterization of the macromolecular organic content of sewage sludges by thermally assisted hydrolysis and methylation-gas chromatography-mass spectrometer (THM-GC/MS). *J. Anal. Appl. Pyrol.* 68–69, 331–350.
- Jonathan, W.C., Wong, M.F., 2000. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Water Res.* 34 (15), 3691–3698.
- Lang, N.L., Smith, S.R., 2008. Time and temperature inactivation kinetics of enteric bacteria relevant to sewage sludge treatment processes for agricultural use. *Water Res.* 42 (8–9), 2229–2241.
- Larson, A.C., Von Dreele, R.B., 2000. General Structure Analysis System (GSAS). Los Alamos Natl. Lab. Rep. LAUR 86, 748.
- Lichtfouse, E., Berthier, G., Houot, S., Barriuso, E., Bergheud, V., Vallaes, T., 1995. Stable carbon isotope evidence for the microbial origin of C14–C18 n-alkanoic acids in soils. *Org. Geochem.* 23, 849–852.
- Mahamud, M., Gutierrez, A., Sastre, H., 1997. Biosolids management in Spain, A case study. *Waste Manag.* 17, 463–472.
- McCusker, L.B., Von Dreele, R.B., Cox, D.E., Louer, D., Scardi, P., 1999. Rietveld refinements guidelines. *J. Appl. Crystallogr.* 32, 36–50.
- Metcalf, Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Burton, F., Stense, H.D., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Ed. Mc Graw-Hill, New York, USA.
- Miller, F.M., 1981. La microscopie dans l'évaluation de la facilité de cuisson et la clinkerisation, *Ciments, Betons, Plâtres, Chaux* 731 (4), 212–218.
- Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2009. Cost-benefit analysis of using sewage sludge as alternative fuel in a cement plant: a case study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 322–328.
- National lime association, using lime to stabilise biosolids. Fact sheet. 1999. www.lime.org. January.
- Palomo, A., Fernández-Jiménez, A., Kovalulchuck, G., Ordoñez, L.M., Naranjo, M.C., 2007. OPC-Fly ash cementitious systems: study of gel binders produced during alkaline hydration. *J. Mat. Sci.* 42, 2958–2966.
- Peña Cuesta, M., 2009. Secado de lodos de depuradora aprovechando el calor residual de los gases del horno en la fábrica de Cemex España S.A., Alicante. VII Coloquios de directores y Técnicos de fábricas de cemento. Desarrollo, innovación y sostenibilidad: los tres pilares de la industria cementera. *Cemento-Hormigón* 1, 321–334.
- Perry's Chemical Engineers' Handbook. Mc Graw Hill. 1997. 7th Edition.
- PNIR, Spanish National Waste Program, 2008–2015, Environment Ministry of Spain, December 2008, Madrid Spain (socuent in spanish).
- Puertas, F., García Díaz, I., Barba, A., Gazulla, M.F., Palacios, M., Gómez, M.P., Martínez-Ramírez, S., 2008. Ceramic wastes as alternative raw materials for Portland cement clinker production. *Cem. Concrete Comp.* 30, 798–805.
- Romdhana, M.H., Lecomte, D., Ladevie, B., Sablayrolles, C., 2009. Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge, *Process Safety and Environmental Protection*, 87 (6), 377–386.
- Rovira, J., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2011. Use of sewage sludge as secondary fuel in a cement plant: human health risks. *Environ. Int.* 37, 105–111.
- Samaras, P., Papadimitriou, C.A., Haritou, I., Zouboulis, A.-I., 2008. Investigation of sewage sludge stabilization potential by the addition of fly ash and lime. *J. Hazard. Mat.* 154 (1–3), 1052–1059.
- Sanchez-Monedero, M.A., Mondini, C., Nobili, M., Leita, L., Roig, A., 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Manag.* 24, 325–332.
- Sorrentino, F., 2008. Lime saturation factor. *New insight Cement wapno beton* 2, 82–88.
- Takashima, S., 1958. *Semento Gijutzu Tempo XII*, 12–13.
- Treviño, F., Blanco, M.T., 1983. Determinación de la composición mineralógica del clínker por microscopía cuantitativa, disolución de fases y difracción de rayos X. *Materiales de la Construcción* 190–191, 103–114.
- Turovskiy, I.S., Mathai, P.K., 2006. *Wastewater Sludge Processing*, Wiley-Interscience, 354.
- UNE 80103, 1986. Test Methods of cement. Physical analysis density determination by the standard le chatelier flask. (document in spanish), Aenor, Madrid (Spain) (<http://www.ca.aenor.es/aenor>).
- UNE 80243, 2002. Cement Test Methods. Chemical Analysis Determination of Free Calcium oxide. Ethylen Glycol Method, 2002, Aenor, Madrid (Spain) (<http://www.ca.aenor.es/aenor>).
- Vesilind, P.A., Hartman, G.C., Skene, E.T., 1986. *Sludge Management and disposal for the practicing engineer*. Lewis Publishers, INC., USA.
- Wong, J.W.C., Fang, M., 2000. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Water Res.* 34, 3691–3698.

**ARTICULO II: IMPLEMENTATION OF BEST AVAILABLE TECHNIQUES IN CEMENT
MANUFACTURING: A LIFE CYCLE ASSESSMENT STUDY**

Publicado Journal of Cleaner Production 25 (2012) 60-67

C. Valderrama, R. Granados, J.L. Cortina, C.M. Gasol, M. Guillem, A. Josa



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Journal of Cleaner Production

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro

Implementation of best available techniques in cement manufacturing: a life-cycle assessment study

César Valderrama^{a,*}, Ricard Granados^b, José Luis Cortina^{a,c}, Carles M. Gasol^d, Manel Guillem^e, Alejandro Josa^{f,g}

^a Department of Chemical Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech (UPC), Carrer Colom 1, 08222 Terrassa, Barcelona, Spain

^b AUMA Consultants in Energy and Environment S.L., Barcelona, Spain

^c Water Technology Center CĖtaqua, Barcelona, Spain

^d Inèdit Innovació SL, UAB Parc de Recerca, Cabriels, Barcelona, Spain

^e Cementos Molins Industrial S.A., Sant Vicenç dels Horts, Spain

^f Department of Geotechnical Engineering and Geosciences, School of Civil Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech (UPC), Barcelona, Spain

^g Institute of Sustainability, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech (UPC), Barcelona, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 September 2011

Received in revised form

28 October 2011

Accepted 17 November 2011

Available online 13 December 2011

Keywords:

BAT

Clinker

Environmental impact

LCA

Global warming potential

Damage assessment

ABSTRACT

A cement manufacturing company located in Catalonia (Spain) has upgraded its cement production plant. The new cement production line (L6) has replaced the former lines (L3, L4 and L5) which have been operating for 30 years. The new line production L6 has been designed and constructed taking into account the best available techniques (BAT) for the cement industry. The significant improvements achieved with the new plant are related to the energy efficiency of the new kiln system which represents less amount of fossil fuel and to less emission to the atmosphere per kg of clinker produced. Life-cycle assessment (LCA) methodology has been used for the quantification and evaluation of the environmental impacts of the new production line (L6) considering the designed goals proposed and those achieved at first trimester of 2011 compared to the former production lines. To reduce uncertainty this manuscript presents a cradle-to-gate life-cycle assessment of both scenarios. Analysis using SimaPro 7.2 software shows that new production line (L6) provides a significant reduction of the environmental impact for global warming (5%), acidification (15%), eutrophication (17%) and cumulative exergy demand (13%). The damage assessment also confirmed that new production line (L6) reported a significant reduction impact for the human health (11%), ecosystem quality (11%) and resources (14%) damage compared to the former lines.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The production of cement involves the consumption of large quantities of raw materials and energy (heat and electricity). The manufacturing process is very complex, involving a high number of materials (with varying material properties), pyroprocessing techniques (van Oss and Padovani, 2002, 2003), and fuel sources (e.g., coal, petroleum, coke, natural gas, fuel oil, biomass, or different types of wastes) (van Oss and Padovani, 2002, 2003; Huntzinger and Eatmon, 2009). The main emissions of cement industries are atmospheric emissions from the kiln system. These derive from the physic-chemical reactions involving the raw

material calcination (decarbonisation of limestone) and fuel combustion (Nadal et al., 2009; BREF, 2010). Emissions of CO₂ depend mainly on the type of production process and on the fuel used (Gäbel et al., 2004). For instance, in a typical dry process with five stage preheater, precalciner and 100% petroleum coke as a fuel, CO₂ emissions derived from the chemical reactions are around 0.53 t of CO₂ per t of clinker, while CO₂ emissions derived from the fuel consumption are 0.31 t of clinker (BREF, 2010; Moya et al., 2010). Increased public awareness of the threats posed by global warming has led to greater concern over the impact of anthropogenic carbon emissions on the global climate change. The current level of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere is approaching 380 ppm (Sabine et al., 2004). Without drastic market, technological, and societal changes CO₂ concentrations are projected to increase to over 800 ppm by the end of the century (Huntzinger and Eatmon, 2009). Cement production is responsible for 5% of

* Corresponding author. Tel.: +34 93 4011818; fax: +34 93 401 58 14.
E-mail address: cesar.alberto.valderrama@upc.edu (C. Valderrama).

global anthropogenic CO₂ emissions and 7% of industrial fuels use (Worrell et al., 2000, 2001). Thus, the cement industry is an important industrial polluter in terms of greenhouse gases (GHG), and emission reductions in this sector may lead to significant decreases of overall GHG releases (Boesch and Hellweg, 2010).

In addition to CO₂, atmospheric emissions from cement plants include other pollutants such as particles, NO_x, SO₂, and some minor pollutants, which range from local to global environmental impacts. Other environmental issues associated with cement include the energy required for production and transportation of raw materials, fuels, clinker and cement and the impact of mining, resource depletion and waste generation (Phair, 2006). Among others, process developments (optimise and develop the existing process) and end-of-pipe solutions (adding emission reduction systems) are both of actions integrated in order to minimize the environmental impact of cement manufacturing (Gäbel et al., 2004). Recently, studies on clinker and cement production have applied life-cycle assessment (LCA) to analyse direct impacts from the production site as well as indirect impacts, e.g. from resources mining and electricity production (Gäbel et al., 2004; Huntzinger and Eatmon, 2009; Boesch and Hellweg, 2009, 2010). LCA is a suitable tool for assessing environmental impacts of clinker production and its associated supply chains (Boesch and Hellweg, 2009). The EU Directive concerning Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) (EC, 2008) highlights that manufacturing processes have impacts on the environment which exceed the boundaries of the specific installations being regulated. Independently of whether these impacts arise from off-site generation of electricity or processing of raw materials, they must be considered when making the choice of the Best Available Techniques (BAT) for any specific installation (Nicholas et al., 2000). The elementary measures recommended by BAT are connected among others with the improvement of the output and energy efficiency of the cement production process through replacement of the old equipment with new one, less energy-consuming, in order to minimize CO₂ and other emissions (Deja et al., 2010; Hasanbeigi et al., 2010). In that sense, the study performed by Moya et al. (2011) confirms that BAT can contribute to decreasing the energy consumption and CO₂ emissions in the European Union's (EU27) cement industry.

The environmental impact improvement of BAT implementation for the cement industry is here demonstrated by a case study of a cement manufacturing plant located in Catalonia (Spain). LCA methodology is used to evaluate and compare the environmental

impact of the former clinker production lines (L3 + L4 + L5) which have been operated for more than 30 years and the new production line (L6) which has started operations in 2010. The energy efficiency achieved by L6 represents an environmental improvement, from the point of view of less amount of fuel required per kg of clinker and less emissions into the atmosphere. The study is restricted to the production of clinker since it is the dominant driver of the environmental impact and the main changes introduced in the plant are related to this process.

2. Methodology

2.1. Description of the cement plant (Cementos Molins Industrial) facilities

Cementos Molins Industrial is a company that has been working in calcium aluminate and Portland cement production for more than 75 years. In recent years, investments have strengthened efforts to improve productivity, quality and safety as well as to minimize the environmental impact. This strategy was conceptualized through the construction of the new production line (L6), actually a new factory that incorporates the BAT in terms of overall efficiency for clinker production (BREF, 2010). From the beginning, L6 has been a challenge due to the specific requirements of a production line designed to be one the most technologically advanced cement plant in Spain and Europe with the aim of achieving the best results in terms of efficiency and sustainability. Further, the forced and difficult cohabitation of L6 construction and the operation of former L3, L4 and L5, resulted in complex maintenance and construction tasks.

The new Cementos Molins Industrial production line (L6) has a crusher and two pre-homogenization halls for the initial treatment of main raw materials and one vertical mill with 3 rollers to produce the raw mix, which is then stored in a silo (16,000 t of capacity) with special exit control system to assure the homogeneity of the kiln feed. The preheating tower with 120 m of height disposes of five cyclone stages, an in-line precalciner, and the selective non-catalytic reduction (SNCR) unit to reduce the NO_x emission. The kiln system has a low NO_x multi-air burner, an efficient grate cooler, and a unique over dimensioned bag filter to separate the dust from all the raw mix and clinker gas ducts. To produce cement, the plant disposes of four closed circuit ball mill facilities with different production ratios. In Table 1, the most significant design improvements of the new L6 compared to the

Table 1
Design characteristics of new production line (L6) compared to former lines L3–L5 of Cementos Molins Industrial.

Stage	L3, L4 and L5	L6
Grinding raw material	3 Ball mills air swept (375 t h ⁻¹) Specific consumption: 24–26 kWh t ⁻¹	Vertical roller mill (385 t h ⁻¹) Specific consumption: 17–18 kWh t ⁻¹
Cyclone tower	Four cyclone preheater stages (L5) Two cyclone preheater stages (L3, L4) Height: 40 m (L3, L4); 50 m (L5)	Five cyclone preheater stages and precalciner (55% of fuel) Height: 120 m
Reduction of NO _x emissions		Selective non-catalytic reduction (SNCR)
Kiln	L3/L4: 4.15 m × 106 m; L5: 5.25 m × 78 m L3/L4: Fired burner, flame not adjustable L5: Greco burner, flame and intensity adjustable	4.75 m × 56 m Duoflex burner; flame and intensity adjustable
Cooler	Satellite (10 per kiln) Clinker outside temperature: 175 °C + air temperature	Grate (97.2 m ²) Clinker outside temperature: 65 °C + air temperature
Kiln filter	L3: Bags filter; L4/L5: Electrostatic precipitator	Bags Filter (15,839 m ² ; 10 chambers) 6600 bags per chamber; 6 m length × 12.7 cm diameter
Fuel consumption	3697 kJ kg ⁻¹	2956 kJ kg ⁻¹

formers lines L3–L5 are summarized. It is important to point out that most of these differences are based on the BAT for the cement industry defined by the European Commission. In particular, energy demand in clinker production has been significantly reduced. BAT levels for new plants and major upgrades are 2900–3300 MJ/t clinker, based on dry process kilns with multistage-preheaters and precalciners (BREF, 2010; Schneider et al., 2011). L6 reduced the energy demand to 3035 MJ/t clinker representing 17% of energy savings. On the other hand and from a technology point of view, grinding remains the biggest source of electrical power consumption in cement production. The corresponding BAT aims to minimize the electrical energy consumption by using grinding equipment with low energy consumption. In this case, the new roller mill for raw material grinding reduces around 30% of the electrical energy consumption compared to the former balls mills.

2.2. Environmental improving of new production line (L6)

The scheme of L6 design is shown in Fig. 1. The most significant efficiency improvements achieved are: the dosing optimisation of raw materials (1); the increasing efficiency in grinding raw material (2); the emissions reduction in the cyclone tower (3); the last generation kiln system (more efficient/less emissions) (4); the less noisy grate cooler (more efficient/less noise/less maintained) (5) and the high capacity of the kiln filter (6).

As a consequence of the efficiency increase of L6 based on BAT for the cement industry, improvements are also achieved which contribute to the conservation of the natural resources, the minimization of the local, regional and global environmental impacts and the increase of the life quality of residents surrounding the cement facility. In Table 2, the energy consumption and emissions from the formers and new line are compared considering the design goals proposed by the new L6 (to be reached at the end 2011) and the values achieved in the first trimester of 2011; furthermore the environmental improvements are also summarized as savings. Finally, fuel consumption reduction represents also economic benefits as reported by Benhelal et al. in their study of a novel design for green and economical cement manufacturing (Benhelal et al., 2011).

2.3. Life-cycle assessment

LCA has been proved to be a potential tool to evaluate the improvement of industrial processes, used to avoid sub-optimisation in the development of more environmental adapted cement and concrete products and manufacturing processes (Gäbel et al., 2004; Josa et al., 2004; Marceau et al., 2006; Navia et al., 2006). Furthermore, LCA is a suitable tool for assessing environmental impacts of clinker production and its associated supply chains (Boesch and Hellweg, 2009, 2010). The mains parts of LCA are discussed in the next section.

2.3.1. Goal and scope, functional unit and system boundaries

The goal of the present study was to assess and compare the environmental performance of the former and new lines for clinker production in Cementos Molins Industrial plant. The LCA of the main scenarios was performed from a 'cradle-to-gate' perspective and comprises all environmentally relevant processes from resource mining to the finished clinker product (ISO 14044, 2006). The model focuses on clinker production in the cement kiln and excludes the blending and grinding of clinker and additional mineral components to produce cement. The functional unit of analysis in this study is the production of 1 kg of clinker. In Fig. 2, the overall scope of this study comprising the most important processing stages involved in clinker production and considered in the LCA study is shown.

2.3.2. Data quality

This study is based on the process data supplied by Cementos Molins Industrial for clinker production. Data of formers lines (L3, L4 and L5) was based on historical plant records from years 2007 to 2009; on the other hand data from L6 is mainly based on the nominal consumption expected by design and emissions data from the equipment suppliers. Production data was obtained since the star-up of operation (last trimester of 2010). The LCA software SimaPro 7.2 (PRé Consultants, 2008) was used to evaluate the environmental impacts of inventory aspects and to create product assemblies and life cycles for three scenarios. Inventory data for raw material acquisition (mining of limestone, sand, iron ore and clay), along with electricity production and heat generation by fuel

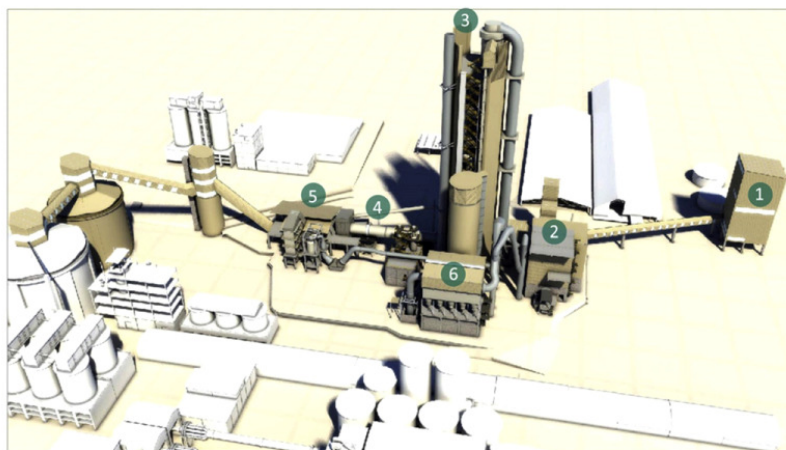


Fig. 1. Diagram of new production line (L6) and the most significant improvements in its design: 1) dosing of raw materials, 2) grinding raw material, 3) cyclone tower, 4) last generation kiln system, 5) grate cooler and 6) kiln filter.

Table 2
Energy consumption and emissions of new production line (L6) compared to former lines L3–L5.

		L3 + L4 + L5	New L6 (design data)	Expected savings (design data)	New L6 (first trimester 2011)	Achieved savings (first trimester 2011)
Electricity	kWh/t clinker	76	68	10%	69	8.4%
Fuel	kJ/kg clinker	3697	2956	20%, 87 t pet coke/day	3153	14.7%, 64 t pet coke/day
CO ₂	t/t clinker	0.52 decarbonisation 0.33 pet coke	0.52 0.31	7%, 246 t CO ₂ /day	0.52 0.32	4%, 137 t CO ₂ /day
NO _x	mg/Nm ³	585 (1200 ^a)	293 (500 ^a)	50%	465 (500 ^a)	20.5%
SO ₂	mg/Nm ³	113 (600 ^a)	71 (400 ^a)	36%	52 (400 ^a)	54%
Emission dust	mg/Nm ³	L3: 1–5; L4: 15–25; L5: 5–15 (50 ^a)	5.5 (30 ^a)	50%	1.6 (30 ^a)	84.7%
Water	m ³ /any	Grinding raw material: 11,200 Kiln filter: 35,000 Grinding cement: 40,000 Overall facility: 250,000	5000 0 10,000 190,000	25%, 50,000–70,000	5000 0 10,000 190,000	25%, 50,000–70,000
Noise (process + alien to facility)	dBA	62 (maxim allowed 65 day and 55 night)	Apr. 55	10%, 5/7 dBA	57	7.5%, 4.5 dBA

^a Maximum allowed for the Local Environment Authority (more restricted for new line 6).

type for the various processing steps were obtained from the SimaPro libraries and databases. The supply chain of resources and auxiliary materials data were taken from the ecoinvent database (v2.2) (Kellenberg et al., 2007).

2.3.3. Impact assessment

LCA impacts considered in this study were climate change (IPCC, 100 years) (IPCC, 2001); acidification, eutrophication, abiotic depletion, ozone layer depletion, fresh water aquatic ecotoxicity and photochemical oxidation (CML 2000), which are mid-point approach (Guinée et al., 2001); and the Cumulative Exergy Demand (Boesch et al., 2007). Cumulative Exergy Demand (CExD) is similar to the more common Cumulative Energy Demand (CED) indicator. In contrast to CED, CExD takes into account the quality of energetic resources. Furthermore, CExD has the advantage of including also non-energetic resources such as minerals and metals (Boesch and Hellweg, 2010). Finally, damage oriented impact assessment methodology was also considered by means of the Ecoindicator 99 method (hierarchical perspective) (Rivela et al., 2004; Navia et al., 2006), since this approach provides not only characterization but also damage assessment for safeguard fields such as human health.

3. Results and discussion

The inventory data of 1 kg of clinker processing in three scenarios are summarized in Table 3. It is important to point out that remarkable differences are related to less consumption of electricity and pet coke per kg of clinker produced, due to the energy efficiency improvement achieved in new production line (L6). The emissions to air from the clinker production system largely depend on the design of the system and the nature and composition of raw materials and fuels (Gäbel, 2001). In this case, emissions are reduced due to efficient and improved design of kiln system as well as for the higher efficiency of the modern indirectly fired burner and the SNCR unit (in the case of NO_x emissions) and the less amount of fossil fuel per kg of clinker (in the case of SO₂ emissions). The values reported as first trimester 2011 are those obtained from October 2010 to March 2011 since the new line production (L6) was started up.

3.1. Global warming mid-point impact

The focus of this section is that global warming potential can be reduced by considering BAT in clinker manufacturing. The

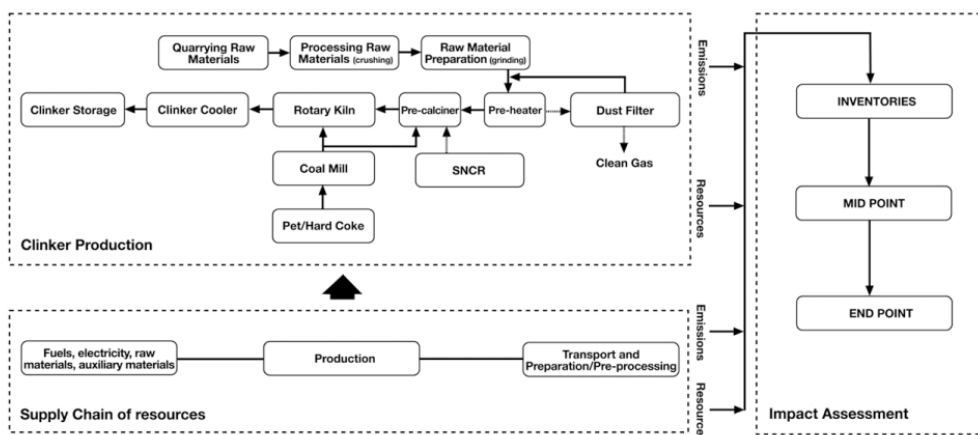


Fig. 2. System boundaries of the cradle-to-gate for clinker production plant of Cementos Molins Industrial in this study.

Table 3
Selected parameters of inventory data for 1 kg of clinker production for three scenarios.

	Units	Input or emission		
		L3, L4 and L5	New L6 (design data)	New L6 (first trimester 2011)
<i>Raw materials (Kellenberg et al., 2007)</i>				
Limestone, milled, loose, at plant/CH U	kg/kg clinker	1.181		
Clay, at mine/CH U	kg/kg clinker	0.346		
Sand, at mine/CH U	kg/kg clinker	0.069		
Iron ore from mine ETH U	kg/kg clinker	0.013		
Water, unspecified natural origin/m ³	m ³ /kg clinker	5.56×10^{-4}	1.39×10^{-4}	
<i>Energy (Spielmann et al., 2007)</i>				
Electricity, medium voltage, at grid/CH U	kWh/kg clinker	7.57×10^{-2}	6.81×10^{-2}	6.94×10^{-2}
Petroleum coke, at refinery/RER U	kg/kg clinker	1.06×10^{-1}	8.50×10^{-2}	9.06×10^{-2}
Hard coal, at regional storage/WEU U	kg/kg clinker	5.61×10^{-9}		
Diesel, at regional storage/RER U	kg/kg clinker	9.12×10^{-7}		
Heavy fuel oil, at regional storage/CH U	kg/kg clinker	1.61×10^{-9}		
<i>Transport (Dones et al., 2007)</i>				
Transport, barge/RER U (Pet coke)	t km	1.008	0.806	
Transport, lorry 20–28 t, fleet average/CH U (Limestone)	t km	$1.7E \times 10^{-2}$		
Transport, lorry 20–28 t, fleet average/CH U (Clay)	t km	3.5×10^{-4}		
Transport, lorry 20–28 t, fleet average/CH U (Sandstone)	t km	1.4×10^{-4}		
Transport, lorry 20–28 t, fleet average/CH U (Iron Ore)	t km	1.3×10^{-4}		
<i>Emissions</i>				
CO ₂	kg/kg clinker	0.856	0.796	0.822
NO _x	kg/kg clinker	1.55×10^{-3}	7.75×10^{-4}	1.23×10^{-3}
SO ₂	kg/kg clinker	5.06×10^{-4}	3.22×10^{-4}	2.32×10^{-4}
Particulates	kg/kg clinker	3.00×10^{-5}	1.50×10^{-5}	4.59×10^{-6}

CH: Switzerland; U: Unit process; ETH: Ethiopia; RER: Europe; WEU: Western Europe.

dominant factors that determine CO₂ emissions in clinker production are energy efficiency, the fuel mix used to provide the required heat, and in less significant importance the amount of carbonated materials used in clinker production (Boesch and Hellweg, 2010). The relevant gas emissions related to the greenhouse effect in the life-cycle inventory (LCI) analysed are carbon dioxide (CO₂) which represents more than 99% of total global warming impact for three scenarios of this study; while other climatically relevant gases, such as nitrous oxide (N₂O) or methane (CH₄), are emitted in very small quantities in clinker production (Josa et al., 2007). The environmental impact profile for three scenarios of clinker production is summarized in Table 4. In the case of global warming potential, new production line (L6) reported a significant change of CO₂ emissions compared to the former lines, reaching a total reduction of 5% in GHG during the first trimester of 2011. Considering the clinker production capacity of new line (4100 t clinker per day) and considering the global warming potential (GWP) reduction estimated by the IPCC method, it is possible to determine a daily GWP reduction of 200 t of CO₂-eq was achieved and additionally, if the design goal is achieved at end of 2011 the reduction can be around of 331 t of CO₂-eq per day. The result obtained for L6 (938 g CO₂-eq/kg of clinker) is similar to those reported by Boesch and Hellweg (2010) for preheater and

precalciner kiln system with fuel substitution; however it should be taken into account that in this study, the scenarios proposed do not consider the use of alternative fuels which usually leads to significant (and additional) GHG reductions (Boesch and Hellweg, 2010).

3.2. Acidification, eutrophication and other mid-point impacts

The main emissions of SO₂ and NO_x during the production of cement occur during the high-energy combustion (high temperatures) of fossil fuels used to produce clinker and those used by mechanical equipment and vehicular transport, but can also come, to a lesser extent, from raw materials used in the production of clinker and the fraction of SO₂ not chemically combined is emitted into the atmosphere. These emissions caused by the production of clinker have regional effects, such as acidification and eutrophication.

Acidifying substances cause a wide range of impacts on soil, groundwater, surface water, organisms, ecosystems and materials (buildings). The acidification potential is expressed in g of SO₂-eq per kg of clinker. In this study, 2.55 and 2.16 were the values obtained for former lines and new L6 during the first trimester of 2011, respectively and represent around 15% of reduction of this category. These values can be compared to those obtained by Josa et al. (2007)

Table 4
Characterization of three scenarios by the IPCC and CML 2000 methods (per kg clinker).

Category	Unit	L3, L4 and L5	New L6 (design data) (% reduction)	New L6 (first trimester 2011) (% reduction)
Global warming potential (IPCC)	g CO ₂ -eq ^a	987	906 (8.2)	938 (5.0)
Acidification (CML 2000)	g SO ₂ -eq	2.55	1.85 (27)	2.16 (15)
Eutrophication (CML 2000)	mg PO ₄ -eq	372	243 (35)	310 (17)
Abiotic depletion (CML 2000)	g Sb-eq	3.34	2.71 (19)	2.88 (14)
Ozone layer depletion (CML 2000)	kg CFC-11-eq	6.4×10^{-8}	5.2×10^{-8} (19)	5.5×10^{-8} (14)
Fresh water aquatic ecotoxicity (CML 2000)	kg 1,4-DB-eq	10.5×10^{-3}	9.1×10^{-3} (13)	9.5×10^{-3} (10)
Photochemical oxidation (CML 2000)	kg C ₂ H ₄	1.0×10^{-4}	8.9×10^{-5} (13)	9.3×10^{-5} (10)

^a Includes minor contributions from CH₄, N₂O or HF.

which were ranged between 1.2 and 3.4 g of SO₂-eq per kg of clinker for different cement (Portland I) inventories in the European Union (EU). The improvement in the acidification impact is clearly due to the NO_x and SO₂ emissions reduction in new line (L6) representing more than 99% of the total acidification impact (Josa et al., 2007). These savings are related to the SNCR unit in the case of NO_x and to the reduction of fossil fuel consumption per kg of clinker (SO₂).

On the other hand, eutrophication is also related to NO_x emission among other aspects. The consequence is related to an enrichment of nutrients in aquatic reserves and agricultural soils. There are other emissions that can be considered, such as ammonia (NH₃) and total nitrogen (N-tot) but their effect in the analysed inventories is negligible in comparison with the effect of NO_x.

The former lines reported 372 mg of PO₄-eq per kg of clinker; value that was significantly reduced for the new line L6 during the first trimester of 2011 to 310 mg of PO₄-eq per kg of clinker.

These results clearly indicate that the new L6 represents a significant improvement from the point of view of regional impacts as a consequence of reduction in NO_x and SO₂ emissions. For instance, acidification and eutrophication parameters obtained are lower than those reported by Chen et al. (2010) in the study of environmental impact of cement production and its variation between different French cement plants. Furthermore, the new line L6 design goal proposed is expected to reach significant reduction in acidification (27%) and eutrophication categories (35%) at end of 2011.

In Fig. 3, the characterization of acidification and eutrophication as well as other categories in CLM baseline method for both scenarios in clinker production are shown. It is observed that abiotic and ozone layer depletion, fresh water aquatic ecotoxicity and photochemical oxidation categories report an improvement for the new production line (L6) scenario (between 10 and 14%) compared to former clinker production lines, which represent 75% of the reduction expected to the end of 2011. These improvements can be related to the higher energy efficiency, less amount of fossil fuel per t of clinker and the emissions reduction. Other categories of CML2000 are not considered since not significant variations were obtained.

3.3. Cumulative exergy demand (CExD)

In order to quantify the life-cycle exergy demand of a product, the indicator Cumulative Exergy Demand (CExD) is defined as the sum of exergy of all resources required to provide a process or product (Boesch et al., 2007). In this case, it is introduced to depict total exergy removal from nature to provide one kg of clinker.

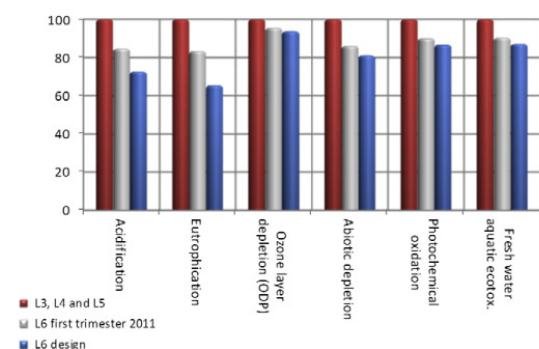


Fig. 3. Environmental impacts determined by the CML 2000 method in clinker production for three scenarios.

In this study, 8.5 and 7.4 MJ-eq per kg of clinker were the values obtained for the former lines and L6 during first trimester of 2011, respectively. It means, that L6 (based on BAT) achieved almost 13% reductions in resource consumption in terms of cumulative exergy demand required per one kg of clinker produced compared to the former lines and is expected to reach around 18% reduction to the end of 2011.

3.4. Damage assessment

Fig. 4 shows the environmental fingerprint of three scenarios. The diagram allows comparing their environmental burdens. For each category, a characterization value was obtained and the value of 100 was assigned to the least favourable alternative (former lines) in the corresponding category; the characterization result for each category is divided by the factor corresponding to the least favourable one, so it is easily identified how more favourable or unfavourable they are. It is shown (Fig. 4) how the fingerprint of L6 is lower to this of the former lines. Significant differences are obtained in acidification/eutrophication, ozone layer, fossil fuels, land use and respiratory inorganics categories, which are related to the emission reductions, the increase in energetic efficiency and reduction of fuel consumption. In Table 5 the values obtained after the characterization step for both scenarios are collected.

The damage assessment as the computation of all the individual contributions of the categories was also considered. Damage to human health is related to the categories of carcinogens, respiratory organics, respiratory inorganics, climate change, radiation and ozone layer and are expressed in disability adjusted life years (DALY) units; damage to ecosystem quality is associated to the categories of ecotoxicity (expressed in potentially affected fraction (PAF) units), acidification/eutrophication and land use (expressed in potentially disappeared fraction (PDF) units) and finally damage to resources are related to minerals and fossil categories, which are expressed as "surplus energy". (Rivela et al., 2004; Navia et al., 2006); the damage assessment values are also summarized in Table 5.

The damage analysis indicates that the new L6 during the first trimester of 2011 reports a significant reduction of the damage to the human health (11%), to ecosystem quality (11%) and to resources (14%) when compared to the former lines. Furthermore,

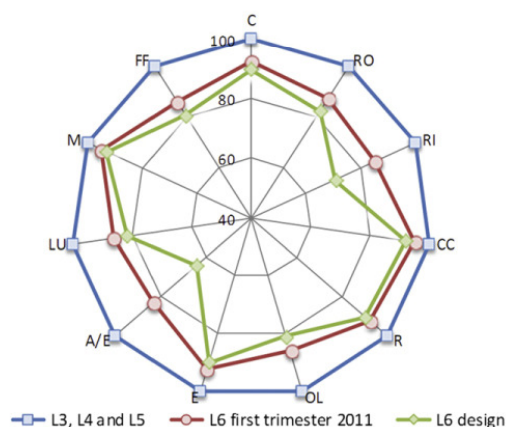


Fig. 4. Environmental fingerprint of three scenarios. C: carcinogens; RO: respiratory organics; RI: respiratory inorganics; CC: climate change; R: radiation; OL: ozone layer; E: ecotoxicity; A/E: acidification/eutrophication; LU: land use; M: minerals; FF: fossil fuels.

Table 5
Characterization and damage assessment/ecoindicator 99 (average value).

Category	Unit	L3, L4 and L5	New L6 (design data) (% reduction)	New L6 (first trimester 2011) (% reduction)
<i>Characterization step</i>				
Carcinogens	DALY · 10 ⁷	0.141	0.127 (10)	0.130 (8)
Respiratory organics	DALY · 10 ¹⁰	3.12	2.58 (17)	2.72 (13)
Respiratory inorganics	DALY · 10 ⁷	3.40	2.42 (29)	2.90 (15)
Climate change	DALY · 10 ⁷	2.07	1.90 (8)	1.97 (5)
Radiation	DALY · 10 ⁹	1.63	1.47 (10)	1.50 (8)
Ozone layer	DALY · 10 ¹¹	6.73	5.46 (19)	5.79 (14)
Ecotoxicity	PAF m ² yr	0.0331	0.0298 (10)	0.0331 (7)
Acidification/eutrophication	PDF m ² yr	0.015	0.009 (36)	0.012 (17)
Land use	PDF m ² yr · 10 ³	7.15	5.84 (18)	6.19 (13)
Minerals	MJ surplus · 10 ³	3.28	3.06 (7)	3.11 (5)
Fossil fuels	MJ surplus · 10 ³	980	793 (19)	842 (14)
<i>Damage assessment</i>				
Human health	DALY · 10 ⁷	5.65	4.47 (21)	5.02 (11)
Ecosystem quality	PDF m ² yr 10 ²	5.54	4.54 (18)	4.94 (11)
Resources	MJ surplus · 10	9.83	7.96 (19)	8.45 (14)

the design expected to be reached at the end of 2011 can be around 18–21% (Table 5) for each damage category. These results confirm that the energy efficient in the kiln system (fossil fuel savings) represents a significant impact in the damage assessment with higher reduction in resources category. Moreover the results also confirm the environmental improvement reached by using the BAT in clinker manufacturing. It is important to point out that more than 60% reduction defined by the design goals were achieved during the six months of operation of new L6 and the remaining 40% is expected to be achieved at the end of 2011.

4. Conclusions

This study has addressed the environmental improvements associated with the BAT for the clinker manufacturing process. A modern cement plant was designed and constructed taking into account BAT. In order to evaluate its environmental performance considering the design goals and achievements reached during the first trimester of 2011 a comparison to the former production lines was done by means of LCA methodology. The results indicate that application of BAT for cement industry in the Cementos Molins Industrial case study provides significant environmental savings in clinker production. The most significant improvements are related to energy efficiency in kiln system, which represents less amount of fossil fuel required (less emissions to the atmosphere) to produce one kg of clinker. Thus, global warming, acidification and eutrophication impacts reported 5, 15 and 17% of reduction in new production line (L6) respect to the former lines. In addition, the cumulative exergy demand indicator also confirms that L6 represents 13% of resources saving. The damage assessment indicates that L6 showed a reduction in damage to resources (14%), ecosystem quality (11%) and human health (11%) when compared to the former lines. Further, the design goals which represent 40% in additional savings are expected to be reached at the end of 2011 resulting in a significant improvement compared to the former lines.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge Cementos Molins Industrial and AUMA Consultants in Energy and Environment S.L. for their helpful cooperation and technical support. This research was financially supported by the Spanish Centre for the Development of Industrial Technology (CDTI) through the SOSTAQUA project (CEN-20071039). The authors are also grateful for the support of

the Spanish Ministry of Education and Science (National Plan) through the project BIA2010-20789-C04-01.

References

- Benhelal, E., Zahedi, G., Hashim, H., 2011. A novel design for green and economical cement manufacturing. *J. Clean. Prod.* doi:10.1016/j.jclepro.2011.09.019.
- Boesch, M.E., Hellweg, S., Huijbregts, M., Frischknecht, R., 2007. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *Int. J. Life Cycle Assess.* 12, 181–190.
- Boesch, M.E., Hellweg, S., 2009. Model for cradle-to-gate life cycle assessment of clinker production. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7578–7583.
- Boesch, M.E., Hellweg, S., 2010. Identifying improvement potentials in cement production with life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 44, 9143–9149.
- BREF, 2010. Reference Document on Best Available Techniques in the Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries. European Commission. eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/cl.html (accessed 24.10.11).
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A., 2010. Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation. *J. Clean. Prod.* 18, 478–485.
- Deja, J., Uliasz-Bochenzyk, A., Mokrzycki, E., 2010. CO₂ emissions from Polish cement industry. *Int. J. Greenhouse Gas Control* 4, 583–588.
- Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Faist Emmenegger, M., Frischknecht, R., Heck, T., Jungbluth, N., Röder, A., 2007. Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and Other UCTE Countries. Ecoinvent Report No. 5. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. Available online at: www.ecoinvent.org (accessed 24.10.11).
- EC Directive 2008 of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control. eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:024:0008:0029:en:PDF (accessed 24.10.11).
- Gäbel, K., 2001. Cement Manufacturing-Process and Material Technology and Related Environmental Aspects. Environmental Systems Analysis. Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Gäbel, K., Forsberg, P., Tillmann, A., 2004. The design and building of a life-cycle-based process model for simulating environmental performance, product performance and cost in cement manufacturing. *J. Clean. Prod.* 12, 77–93.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Druin, R., Huijbregts, M.J.A., Lindheijer, E., Roorda, A.A.H., Weidema, B.P., 2001. Life Cycle Assessment; An Operational Guide to the ISO Standards; Part 3: Scientific Background. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, the Netherlands.
- Hasanbeigi, A., Menke, C., Price, L., 2010. The CO₂ abatement cost curve for the Thailand cement industry. *J. Clean. Prod.* 18, 1509–1518.
- Huntzinger, D.N., Eatmon, T.D., 2009. A life-cycle assessment of Portland cement manufacturing: comparing the traditional process with alternative technologies. *J. Clean. Prod.* 17, 668–675.
- ISO 14044, 2006. International Standard ISO 14044: Environmental Management 2006. Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.
- IPCC Climate Change, 2001. The scientific basis. In: Houghton, T., Ding, Y., Griggs, D., Noguer, M., van der Linden, P., Xiaosu, D. (Eds.), Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

- Josa, A., Aguado, A., Heino, A., Byars, E., Cardim, A., 2004. Comparative analysis of available life cycle inventories of cement in the EU. *Cem. Concr. Res.* 34, 1313–1320.
- Josa, A., Aguado, A., Cardim, A., Byars, E., 2007. Comparative analysis of the life cycle impact assessment of available cement inventories in the EU. *Cem. Concr. Res.* 37, 781–788.
- Kellenberg, D., Althaus, H.J., Jungbluth, N., Künninger, T., Lehman, M., Thalmann, P., 2007. Life Cycle Inventories of Building Products. Final Report Ecoinvent Data V.2.2 N°7. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. Available online at: www.ecoinvent.org (accessed 24.10.11).
- Marceau, M., Nisbet, A., VanGeem, M., 2006. Life Cycle Inventory of Portland Cement Manufacture. Portland Cement Association, Skokie, Illinois, USA.
- Moya, J.A., Pardo, N., Mercier, A., 2011. The potential for improvements in energy efficiency and CO₂ emissions in the EU27 cement industry and the relationship with the capital budgeting decision criteria. *J. Clean. Prod.* 19, 1207–1215.
- Moya, J.A., Pardo, N., Mercier, A., 2010. Energy Efficiency and CO₂ Emissions: Prospective Scenarios for the Cement Industry. JRC-IE Scientific and Technical Reports. European Commission, Petten, the Netherlands. doi:10.2790/25732.
- Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2009. Cost–benefit analysis of using sewage sludge as alternative fuel in a cement plant: a case study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 322–328.
- Navia, R., Rivela, B., Lorber, K.E., Mendez, R., 2006. Recycling contaminated soil as alternative raw material in cement facilities: life cycle assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 48, 339–356.
- Nicholas, M.J., Clift, R., Azapagic, V., Walker, F.C., Porter, D.E., 2000. Determination of “Best Available Techniques” for integrated pollution prevention and control: a life cycle approach. *Trans. IChemE* 78, 193–203.
- Phair, J.W., 2006. Green chemistry for sustainable cement production and use. *Green Chem.* 8, 763–780.
- PRé Consultants, 2008. SimaPro Life Cycle Assessment Software Package. Version 7.2. PRé Consultants, Amsterdam, the Netherlands.
- Rivela, B., Moreira, M.T., Bornhardt, C., Méndez, R., Feijoo, G., 2004. Life cycle assessment as a tool for the environmental improvement of the tannery industry in developing countries. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1901–1909.
- Sabine, C.L., Feely, R.A., Gruber, N., Key, R.M., Lee, K., Bullister, J.L., Wanninkhof, R., Wong, C.S., Wallace, D.W.R., Tilbrook, B., Millero, F.J., Peng, T.H., Kozyr, A., Ono, T., Rios, A.F., 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305, 367–371.
- Schneider, M., Romer, M., Tschudin, M., Bolio, H., 2011. Sustainable cement production—present and future. *Cem. Concr. Res.* 41, 642–650.
- Spielmann, M., Dones, R., Bauer, C., 2007. Life Cycle Inventories of Transport Services. Ecoinvent Report No. 14. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. Available online at: www.ecoinvent.org (accessed 24.10.11).
- van Oss, H.G., Padovani, A.C., 2002. Cement manufacture and the environment, part I: chemistry and technology. *J. Ind. Ecol.* 6, 89–105.
- van Oss, H.G., Padovani, A.C., 2003. Cement manufacture and the environment, part II: environmental challenges and opportunities. *J. Ind. Ecol.* 7, 93–127.
- Worrell, E., Martin, N., Price, L., 2000. Potentials for energy efficiency improvement in the US cement industry. *Energy* 25, 1189–1214.
- Worrell, E., Price, L., Martin, N., Hendriks, C., Meida, L.O., 2001. Carbon dioxide emissions from the global cement industry. *Annu. Rev. Energy Environ.* 26, 303–329.

ARTICULO III: COMPARATIVE LCA OF SEWAGE SLUDGE VALORISATION AS BOTH FUEL AND RAW MATERIAL SUBSTITUTE IN CLINKER PRODUCTION

Enviado a Journal of Hazardous Materials.

C. Valderrama, R. Granados, J.L. Cortina, C.M. Gasol, M. Guillem, A. Josa

Comparative LCA of sewage sludge valorisation as both fuel and raw material substitute in clinker production

C. Valderrama^{1,*}, R. Granados², J.L. Cortina^{1,3}, C.M. Gasol⁴, M. Guillem⁵ and A. Josa^{6,7}

¹Department of Chemical Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech (UPC), Barcelona, Spain

²AUMA Consultants in Energy and Environment S.L. Barcelona, Spain

³Water Technology Center CETaqua, Barcelona, Spain

⁴Inèdit Innovació SL, UAB Parc de Recerca, Cabrils, Barcelona, Spain

⁵Cementos Molins Industrial S.A. Sant Vicenç dels Horts, Spain

⁶Department of Geotechnical Engineering and Geosciences, School of Civil Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech (UPC), Barcelona, Spain

⁷Institute of Sustainability, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech (UPC), Barcelona, Spain

*Correspondence should be addressed to: César Valderrama

Departament d'Enginyeria Química, Universitat Politècnica de Catalunya

Carrer Colom 1, Terrassa 08222, Barcelona Spain

Tel.: 93 4011818, Fax.: 93 401 58 14

Email: cesar.alberto.valderrama@upc.edu

Abstract

A life cycle assessment was carried out in order to evaluate the environmental impact of urban sewage sludge as alternative fuel or raw material in clinker production. Sewage sludge from urban wastewater treatment plants was previously prepared in order to fulfil clinker production requirements by a) low temperature sludge drying in the case of fuel substitution and b) by lime sludge stabilization in the case of raw material substitution. In order to quantify in detail the overall environmental impact of both sewage sludge use scenarios, the waste treatment process and the transport to cement facilities for both alternatives were considered. The substitution ratio was fixed between 5 to 15% according to the cement production plant limitations. The results indicate that both scenarios show CO₂ savings when compared to

the clinker production without substitution. The mid-point and end-point analysis were favourable to the fuel substitution with savings ranging from 3 to 7% compared to the raw material substitution. The influence of the amount of sewage sludge used for both scenarios indicates that fuel substitution increases CO₂ emission savings when the amount of substitution is increased, while other mid-point and end-point categories were proportionally favourable to the fuel substitution scenario. The comparison of raw material substitution scenario for the clinker production without substitution showed that differences (less favourable) were lower than 1.2 and 0.6% for mid-point and end-point analysis, respectively, which indicates that this scenario represents a minimal impact in clinker production.

Keywords: life cycle assessment; fuel substitution; raw material substitution; sewage sludge drying; lime stabilization; clinker

1. Introduction

The management of sewage sludge is a complex worldwide problem since its production is continuously increasing, especially, in industrialized countries (Houillon and Jolliet, 2005; Gálvez et al., 2007; Nadal et al., 2009). In the EU, their production is increasing given the growing proliferation of wastewater treatment plants (WWTPs), which have been built in compliance with the Water Framework Directive (EEC, 2000; Rovira et al., 2011). In these contexts, it would be valuable to assess what methods are more sustainable out of several alternative sludge management methods. Sustainable management means to improve resources use efficiency, conserve resources and reduce pollutant emissions (Suh and Rousseaux, 2002). Natural fertilizer in agriculture, secondary fuel in highly energetic demand industrial processes, and landfilling are the most common alternatives for sewage sludge management. Among these treatment options, the use in agriculture is the preferred one taking into account the waste hierarchy and that sewage sludge contains nitrogen, phosphorous, and valuable organic matter (Martínez et al., 2006, Aparicio et al., 2009; Rovira et al., 2011). This procedure is criticized because of soil contamination by heavy metals, and European regulations limiting their amount in sewage sludge (CEC, 1986). However, published studies indicated that the most important substances contributing to human toxicity and aquatic and terrestrial ecotoxicity were heavy metals released from the sludge applied to agricultural fields (Suh and Rousseaux, 2002). Additionally, the focus has shifted from heavy metals to organic pollutants (e.g. pharmaceuticals, care products) and their potential impact to the food chain (Lederer and Rechberger, 2010).

Furthermore, other disadvantages are related to sewage sludge use in agriculture, for instance: a) the sewage sludge may not accomplish with the legal parameters for agriculture, b) the amount of sludge may exceed the agriculture demand, or c) there is a lack of suitable land for agricultural application in the vicinity of urban WWTPs (Rovira et al., 2011).

The final disposal in landfilling is also restricted by the EU legislation and must be reduced to 35% of biodegradable content by 2020 (Stehlik, 2009). Therefore, the activities of sewage sludge reuse also results in reducing the demand of landfills space, and the undesirable effects of landfill gas and leaching (Ilgen et al., 2008; Hong et al., 2009). Alternative raw materials and fuels have the advantage to be by-products or wastes from other technical systems. More and more different kinds of wastes, such as oils, dried and lime sludge, plastics or spent solvents are being used as alternative fuels (Houillon and Jolliet, 2005; Seyler et al., 2005; Hong and Li, 2011).

Considering that, the use of sewage sludge as secondary fuel in industrial processes seems a reliable alternative. The cement industry can consume a wide variety of secondary materials and fuels, and thus provide for significant opportunities to symbiotically utilize large quantities of by-products of other industrial processes (Reijnders, 2007). In Europe, increases in fuel substitution with wastes lead to large greenhouse gases (GHG) reductions, and exergy demand can also be reduced substantially (Boesch and Hellweg, 2010). On the other hand, sewage sludge can be used as a raw material as lime sludge which is obtained by the urban sewage sludge stabilization. In this case, the main constituent is calcium oxide and can be combined with raw materials in suitable quantities to ensure compliance with the clinker composition specified (VDZ, 2009). Some studies focused on evaluating potential human health risks around cement plants that are using alternative fuels (e.g., sewage sludge) for instance, the studies of Rovira et al. (2011) and Schuhmacher et al. (2009) indicate that the option of using sewage sludge as combustible in processes with high-energy demand and working with the Best Available Technologies (BAT) represent an environmental improvement without additional health risk for the population and was acceptable according to international standards (Nadal et al., 2009; Rovira et al., 2011).

The valorisation of sewage sludge in cement plants means a benefit for the public administration because of the waste management improvement. Moreover, the economic benefit of reducing the amount of fuel or raw material and its lower contribution to the GHG total emissions must also be appreciated by these industries (Nadal et al., 2009; Navia et al.,

2006; Conesa et al., 2008). Houllion and Jolliet (2005) studied different processes for sewage sludge treatment through the global warming and energy analysis; the results indicate that coincineration in cement kiln has better global warming balance than agricultural spreading.

Additionally, major sources of GHG in clinker production are CO₂ from the calcination of raw materials and CO₂ from fossil fuel combustion. Calcination CO₂ can be reduced by the substitution of traditional raw materials with noncarbonated sources of CaO (Boesch and Hellweg, 2010). However a comprehensive research in the use of sewage sludge as a raw material alternative is still lacking.

In this study, LCA methodology is used to estimate the environmental performance of the sewage sludge as alternative fuel or raw material for clinker production in dry rotary kiln. Fuel and raw material substitution were considered in a cement plant located in Sant Vicenç dels Horts (Catalonia, NE Spain). The sewage sludge from wastewater treatment plants was previously prepared in order to fulfil clinker production requirements by using a low temperature drying in the case of fuel substitution and lime sludge stabilization in the case of raw material substitution. This work quantifies in detail the environmental impact of energy, operation, waste treatment, and transport involved in using both alternatives.

2. Methodology

2.1 Description of Cementos Molins Industrial facilities

Cementos Molins is a company that has been working in calcareous, cement and concrete production for more than 75 years. A new production line (L6) that incorporates the best available techniques in terms of overall efficiency (BREF, 2010) was constructed and started operation during the second part of 2010.

Cementos Molins Industrial new production line L6 has a crusher and two pre-homogenization halls for the initial treatment of main raw materials and one vertical mill with 3 rollers to produce the raw mix, which is then stored in a silo (16x10³ t) with special exit control system to assure the homogeneity of the kiln feed. The preheating tower with 120 meters of height disposes of five cyclone stages, an in-line precalciner, and a selective non-catalytic reduction (SNCR) unit to reduce the NO_x emission. The kiln system has a low NO_x multi-air burner, an efficient grate cooler, and one efficient bag filter to separate the dust from all the raw mix and clinker gas ducts. The main characteristics of the production line (L6) are summarized in Table 1.

Stage	Cement Production Line of Cementos Molins (L6)
Storage of raw materials	Covered storage, conveyors and elevators are also covered
Grinding raw material	Vertical roller mill (385 ton h ⁻¹)
	Specific consume: 17-18 kwh ton ⁻¹
Cyclone tower	Five cyclone preheater stages and precalciner (55% of fuel)
	Height: 120 m
Reduction of NO _x emissions	Selective non-catalytic reduction (SNCR)
Kiln	4.75 m x 56 m
	Duoflex burner; Flame and intensity are adjustable
Cooler	Grate (97.2 m ²)
	Clinker outside temperature: 65 °C + ambient temperature
Kiln filter	Bags Filter (15839 m ² ; 10 chambers)
	6600 bags per chamber; 6 m length x 12.7 cm diameter
Fuel consume	3035 kJ kg ⁻¹

Table 1. Design characteristics of new line production (L6) of Cementos Molins Industrial.

2.2 Sewage sludge disposition in clinker production

2.2.1 Scenario 1: Fuel substitution

In this scenario the sewage sludge should be dried out previously to be used in the clinker production. The low temperature sludge drying system is commercialized by STC Company (Castellon, Spain) (STC, 2011). The main objective of the low temperature sludge drying plant located in the Besos Wastewater Treatment Plant of Barcelona (Catalonia, NE Spain) is to reduce volume of the dehydrated sludge produced in wastewater treatment. These are non-digested sludge with an initial solid content of around 4% (w/w), which have been previously thickened. The capacity of the plant is around 47.5×10^3 t of dry matter per year. The drying process plant consists of three main subsystems:

- Sludge treatment
- Combined Heat and Power plant (CHP)
- Environmental protection Systems

The scheme of the low temperature drying process is shown in Figure 1.

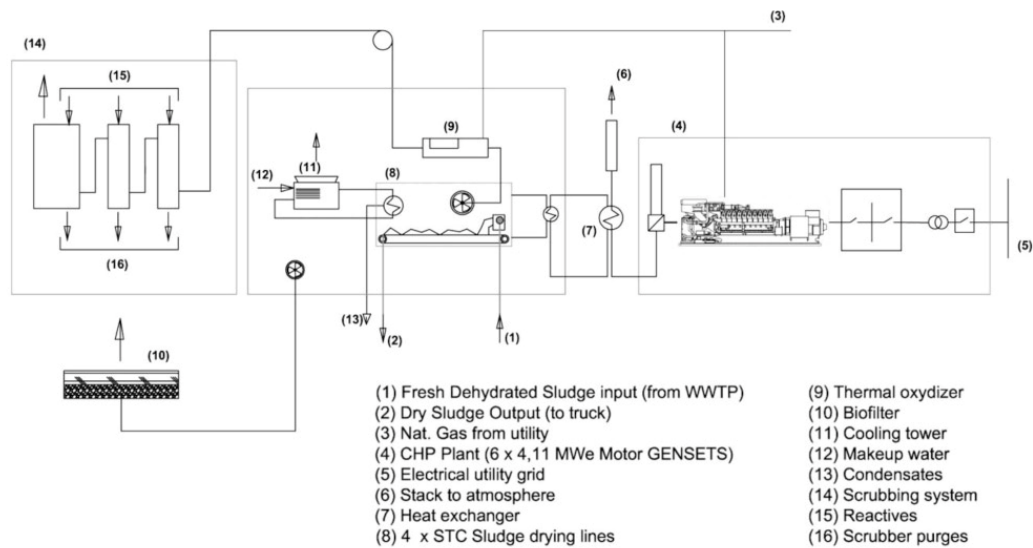


Figure 1. Scheme of the low temperature sludge drying process of STC in el Besos Waste Water Treatment Plant (Barcelona, NE Spain)

The novelty of the new process installed in El Besòs WWTP consists basically of the configuration in closed tunnels where the extruded sludge is put in contact with hot air. The Besòs drying plant is furnished with 4 process lines with an evaporation capacity of 4 t of water per hour, while the designed availability of the plant is estimated to be of 7500 hours per year. The drying tunnels consist of closed chambers inside which the extruders and conveyor belts are located. The extrusion of the sludge increases the specific heat exchange surface which favours evaporation rate. The conveyor belts speed is adjusted to supply enough residence time inside the chambers to the sludge to be dehydrated to the desired water content range. The (CHP) plant delivers the heat required into the process. This plant is installed next to the drying facilities and at same time generates electricity that is connected into the grid. The plant consists of six 4.17 MWe motor gensets (WARTSILA 18V28SG) whose residual heat provides enough energy to dry the sludge.

The plant is provided with an air cleaning and deodorization system. Air exiting from the drying chambers is treated with thermal oxidizers (combustion of natural gas) for the elimination of volatile non condensable organics and then is chemically treated with hypochlorite and sodium hydroxide into the scrubbing unit. Finally, the air from the dryers building is treated in a biofilter.

2.2.2 Scenario 2: Raw material substitution

The second scenario proposed is the use of lime stabilized sludge as a raw material substitute in clinker production. The Alchimix process for sludge stabilization was designed and developed by Hera Holding Company (Llonch et al., 2010). The

Hera Holding Company funded the development, testing and further operation of a 40×10^3 t/year pilot plant located in Coll Cardús (Catalonia, NE Spain) from October of 2008 in order to evaluate the feasibility of this technology. The industrial test of the valorisation of the lime stabilized sludge (named Neutral) in the cement industry was conducted in the Sostaqua Research Project (2011). The process is essentially a physico-chemical process that allows obtaining a fairly dry product through the addition of calcium oxide (quicklime) to the wet residues, in this case urban wastewater sludge.

The generation of energy due to the exothermal process of quicklime hydration to form $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and from organic matter degradation allows the evaporation of a considerable part of the moisture contained in the sludge, resulting in a mass reduction of 40% regarding the sludge input. The pilot plant used for the process validation was conceptually divided into the following two main subsystems: lime sludge stabilization unit and emissions treatment unit.

The obtained product from the process is dry solid and can be used in the manufacturing industries as filler or as well as raw material for clinker production. The scheme of the lime sludge stabilization process is shown in Figure 2.

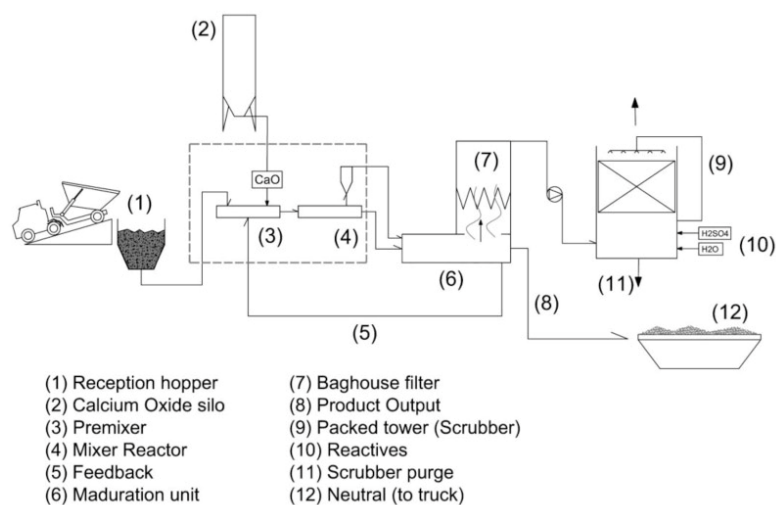
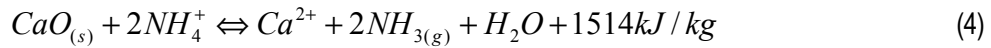
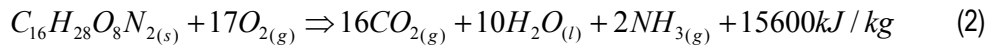
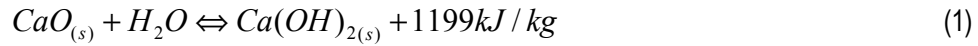


Figure 2. Scheme of the lime sludge stabilization process, Alchimix Process of HERA in the Coll Cardus Plant (Cataloia, NE Spain)

The sludge is received at plant in a hopper from the incoming trucks (1); then is transported by the conveyor screws to the premixer unit in which the sludge and the quicklime are gradually added (3). The solidification in a calcium hydroxide matrix and consequently the stabilization of the sludge is produced in the reactor (4). The main reactions taking place in the reactor are the hydrolysis of quicklime (eq. 1) (Turovsky, 2006), the organic matter oxidation (eq. 2), the carbonization of lime by carbon dioxide (eq. 3) and volatilization of ammonium to ammonia:



A homogeneous product is obtained in the maturing unit in which reactions are completed (6). The released energy from the main reactions allows the evaporation of most of the moisture of the dehydrated sludge.

The key process parameters are: CaO addition ratio: 25% (w/w) with respect to input sludge and degradation of organic matter: 85%. A baghouse filter (7) collects particles from the gas stream and returns them into the materials stream during the cleaning cycles of the sleeves, this cleaning step is performed by means of counter current air injection. Additionally, the gas cleaning system is composed of an acid scrubber (9) with a high performance efficiency to reduce the concentration of ammonia (mainly from faecal origin) from the gas streams to values below 30 mg/Nm³.

2.3 Life cycle assessment

Life cycle assessment (LCA) has been proved to be a tool with the potential for industrial process improvement, used to avoid sub-optimization in the development of more environmental adapted cement and concrete products and manufacturing processes (Gäbel et al., 2004; Hong and Li, 2011). Further, LCA is a suitable tool for assessing environmental impacts of clinker production and its associated supply chains (Boesch and Hellweg, 2009, 2010).

2.3.1 Goal, Scope, Functional Unit and System Boundaries

The goal of the present study was to assess and compare the environmental performance of fuel and raw material substitution in Ciments Molins plant using urban sewage sludge. The LCA of the two main scenarios was performed from a 'cradle to gate' perspective and comprises all environmentally relevant processes from resource mining to the finished clinker product (ISO 14044, 2006). The model focuses on clinker production in the cement kiln and excludes the blending and grinding of clinker and additional mineral components to cement (it applies for both scenarios). The functional unit of analysis in this study is the production of 1 kg of clinker. In Figure 3 the overall scope of this study comprising the most important processing stages involved in clinker production and considered in the LCA study is shown. The amount of fossil fuel or raw

material substituted in each scenario were determined by considering 10% of energy substitution of petcoke in clinker production (fuel substitution scenario) by means of sewage sludge. Then, this amount of sewage sludge was also considered for the raw material substitution scenario. Table 2 summarize these values considered for each scenario.

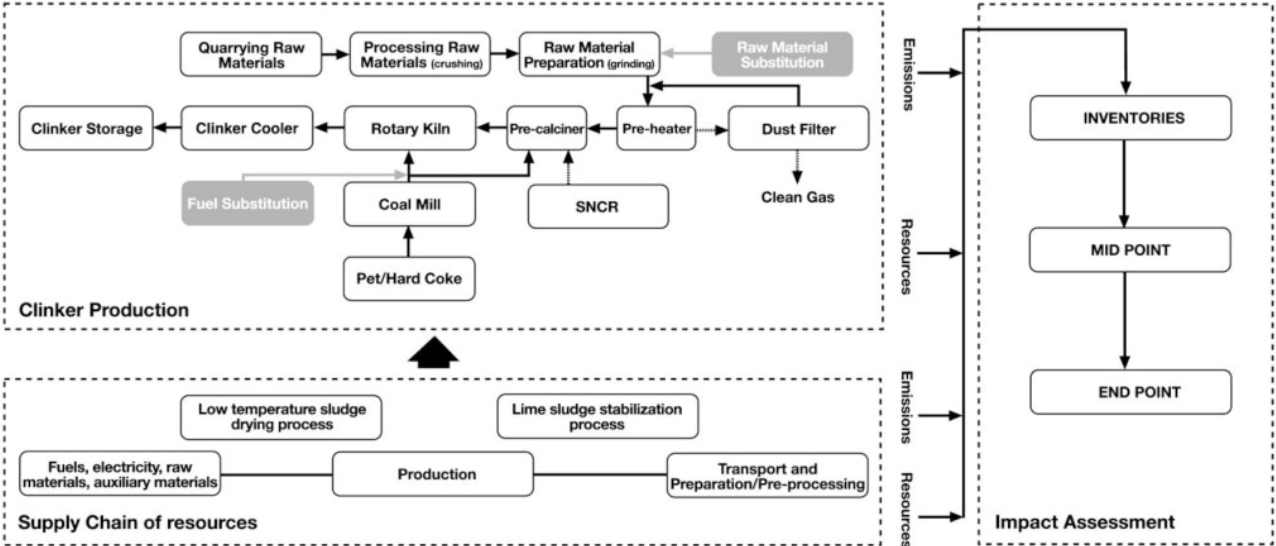


Figure 3. System boundaries of the cradle-to-gate for clinker production and for both material and fuel substitution scenarios using treated urban sewage sludge.

	Units	Base	Sensitivity Analysis	
			Low	High
Fuel Substitution	% energy	10%	5%	15%
Sludge amount	kg dry matter / kg clinker	1.58×10^{-2}	7.94×10^{-3}	2.38×10^{-2}
Raw material Substitution	% limestone	2.8%	1.4%	4.2%

Table 2. Substitution parameters of treated urban sewage sludge for 1 kg of clinker production for both raw material and fuel substitution. The sludge amount is the same for both scenarios raw material and fuel substitution.

2.3.2 Data quality

This study is based on data from both sewage sludge treatment processes. Thus, the low temperature sludge drying process is based on the plant design data (nowadays tests are under development), while data from the sludge stabilization is based on the industrial pilot plant operation performed in the last two years. In order to compare both alternatives both sewage sludge treatment processes (drying and stabilization) were considered to be located at the wastewater treatment plant (WWTP) which is 23 km to the Cementos Molins Industrial facilities. Additionally the clinker production process data was supplied by Cementos Molins Industrial. Data of new production line (L6) is mainly based on the design consumption and

emissions information from the equipment suppliers and actual production data obtained from the last 6 months. The life-cycle assessment software SimaPro 7.2 was used to evaluate the environmental impacts of inventory elements and to create product assemblies and life cycles for both scenarios. Inventory data for raw material acquisition (mining of limestone, sand, iron ore and clay), along with electricity production and heat generation by fuel type for the various processing steps were obtained from the SimaPro libraries and databases. The supply chain of resources and auxiliary materials data were taken from the ecoinvent database (v2.2).

2.3.3 Impact assessment

The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) impacts considered in this study were climate change (IPCC, 100 years) (IPCC, 2001) acidification, eutrophication, abiotic depletion, ozone layer depletion, fresh water aquatic ecotoxicity and photochemical oxidation (CML 2000), which are mid-point approach (Guinée et al., 2001); and the Cumulative Exergy Demand in order to evaluate the global energy requirement (Boesch et al., 2007). Cumulative Exergy Demand (CExD) is similar to the more common Cumulative Energy Demand (CED) indicator. In contrast to CED, CExD takes into account the quality of energetic resources. Further, CExD has the advantage of including also non-energetic resources such as minerals and metals (Boesch and Hellweg, 2010). Finally, damage oriented impact assessment methodology was also considered by means of the Ecoindicator 99 method (hierarchical perspective) (Rivela et al., 2004; Navia et al., 2006). This approach provides not only characterization but also damage assessment for safeguard fields such as human health.

2.3.4 Sensitivity analysis

A sensitivity analysis can be used to study the influence of particular hypothesis and figures on the results of the assessment. To estimate the variability of the results obtained, the influence of the amount of fuel or raw material substituted in clinker production were considered.

3. Results

The inventory data of 1 kg of clinker processing for both scenarios are summarized in Table 3. The differences observed in the collected values are related to raw material or fuel substitution. For instance, the electricity consumption decrease is due to savings on the crushing and grinding of raw material substitution, while for fossil fuel substitution is due to the savings of grinding of petcoke. The petcoke reduction is due to the less amount of petcoke per kg of clinker for fuel substitution; while in the raw material scenario petcoke is also reduced because of the low dissociation enthalpy of lime

(substitute) dehydration reaction compared to the corresponding decarbonisation reaction of limestone. It is also observed how the petcoke and limestone transport parameters are reduced, which is related to the less amount of raw material or fuel used for each scenario. On the other hand, the CO₂ emissions related to the sewage sludge combustion are assumed to be 100% biogenic (Boesch and Hellweg, 2009). Additionally, the savings in CO₂ emissions for raw material substitution is related to the less amount of limestone (calcium carbonate) required per kg of clinker. The NO_x emissions did not report differences. However it is expected that the fuel substitution scenario would be below this value.

	Units	Production Line (L6) without substitution	Raw material substitution	Fuel substitution
Sludge pre-treatment		Input or emission		
Natural gas	kWh/kg dry sludge	-	-	4.81
Electricity	kWh/kg dry sludge	-	-	0.13
Calcium oxide	kg/kg lime sludge	-	0.28	-
Electricity	kWh/kg lime sludge	-	0.01	-
Raw Materials				
Limestone	kg/kg clinker	1.181	1.15	1.181
Clay	kg/kg clinker		0.346	
Sandstone	kg/kg clinker		0.069	
Iron Ore	kg/kg clinker		0.013	
Sludge (dry matter)	kg/kg clinker	-	0.0158	-
Process water	m ³ /kg clinker		1.39x10 ⁻⁴	
Energy				
Electricity	kWh/kg clinker	6.81 x10 ⁻²	6.80x10 ⁻²	6.77x10 ⁻²
Petcoke	kg/kg clinker	8.50 x10 ⁻²	8.45x10 ⁻²	7.65x10 ⁻²
Hard coal	kg/kg clinker		5.61x10 ⁻⁹	
Gasoil	kg/kg clinker		9.12x10 ⁻⁷	
Fuel oil	kg/kg clinker	1.61 x10 ⁻⁹	1.61x10 ⁻⁹	
Sludge (dry matter)	kg/kg clinker	-	-	0.0158
Transport				
Petcoke	t-km	0.765	0.761	0.688
Limestone	t-km	1.77E x10 ⁻²	1.72x10 ⁻²	1.77x10 ⁻²
Clay	t-km		3.5x10 ⁻⁴	
Sandstone	t-km		1.4x10 ⁻⁴	
Iron Ore	t-km		1.3x10 ⁻⁴	
Emissions				
CO ₂ –Fossil	kg/kg clinker	0.796	0.782	0.768
CO ₂ – Bio	kg/kg clinker	-	-	0.018

NOx	kg/kg clinker	7.75 x10 ⁻⁴		
SO ₂	kg/kg clinker	4.15 x10 ⁻⁴	4.12x10 ⁻⁴	3.73x10 ⁻⁴
Cd	kg/kg clinker	5.84x10 ⁻⁹	5.26x10 ⁻⁹	5.26x10 ⁻⁹
As	kg/kg clinker	1.11x10 ⁻⁸		
Hg	kg/kg clinker	2.63x10 ⁻⁸	2.44x10 ⁻⁸	2.41x10 ⁻⁸
Dioxins	kg/kg clinker	2.87 x10 ⁻¹⁴		
PCB	kg/kg clinker	4.75 x10 ⁻¹⁵		

Table 3. Selected parameters of inventory data for 1 kg of clinker production without substitution and for both raw material and fuel substitution using treated urban sewage sludge (including sludge pre-treatment).

The SO₂ emission values for both scenarios considered the effect of the less amount of petcoke per kg of clinker in each scenario as has been explained above. Heavy metals contents were estimated for both scenarios considering the reduction of petcoke and the content of heavy metals in the treated sewage sludge, while their distribution from the input to the output streams were performed by using the transfer coefficients determined by Boesch and Hellweg (Boesch and Hellweg, 2009). Finally, the inorganic fraction of sewage sludge is considered low and then negligible from calculation.

3.1 Mid-point impacts

Major sources of GHG in cement production are CO₂ from calcination of raw materials and CO₂ from fossil fuel combustion. Calcination CO₂ can be reduced by the substitution of traditional raw materials with noncarbonated sources of CaO and fossil CO₂ by substitution of fossil fuels by alternative fuels whose CO₂ emissions from the combustion can be considered as biogenic. However, emissions for waste preparation and transport should be accounted.

In this study, 904 and 898 g of CO₂-eq per kg of clinker produced were the values obtained for the raw material and the fuel substitution, respectively. The values obtained for both scenarios are lower than the value obtained for clinker production without substitution (906 g of CO₂-eq per kg of clinker). Additionally the results obtained for both scenarios are lower than those reported by Boesch and Hellweg (Boesch and Hellweg, 2009) for fuel substitution by dried sewage sludge. It is important to point out that this study considers the impact of the supply chain required in pre-treatment processes (Table 3) and transport in order to deliver stabilized or dry sludge as a raw material or fuel in a clinker production, respectively. On the other hand CO₂-eq from decarbonisation is lower in the raw material substitution while the CO₂-eq from fossil fuel is lower in the fuel substitution scenario. The difference of the total CO₂-eq represents 0.3 and 1.0 % favourable to the raw material and fuel substitution, respectively compared to the clinker production without

substitution. This fact is environmentally significant considering that in the dried sewage sludge substantial burdens occur in the supply chain due to the energy intensive drying process, which reduces the total CO₂-eq savings obtained in this scenario.

Category	Unit	Production Line (L6) without substitution	Raw material substitution (% savings)	Fuel substitution (% savings)
Global warming potential (IPCC)	g CO ₂ -eq ^a	906	904 (0.3)	898 (1.0)
Acidification (CML 2000)	g SO ₂ -eq	1.85	1.87 (-1.1)	1.76 (5.2)
Eutrophication (CML 2000)	mg PO ₄ -eq	2.43	245 (-0.8)	236 (3.0)
Abiotic depletion (CML 2000)	g Sb-eq	2.71	2.73 (-1.1)	2.52 (7.1)
Ozone layer depletion (CML 2000)	kg CFC-11-eq	5.19x10 ⁻⁸	5.22x10 ⁻⁸ (-0.5)	4.82x10 ⁻⁸ (7.1)
Fresh water aquatic ecotoxicity (CML 2000)	kg 1.4-DB-eq	9.1x10 ⁻³	9.0x10 ⁻³ (1.0)	8.8x10 ⁻³ (3.9)
Photochemical oxidation (CML 2000)	kg C ₂ H ₄	8.9x10 ⁻⁵	9.0x10 ⁻⁵ (-0.8)	8.52x10 ⁻⁵ (4.6)
Terrestrial ecotoxicity (CML 2000)	kg 1.4-DB-eq	1.22x10 ⁻³	1.18x10 ⁻³ (3.5)	1.14x10 ⁻³ (6.7)

^a Includes minor contributions from CH₄, N₂O or HF

Table 4. Characterisation of both scenarios compared to the clinker production without substitution by the IPCC and CML 2000 methods (per kg clinker).

Other significant mid-points categories are summarized in Table 4. It is observed that fuel substitution scenario reported savings varying between 3 to 7 % compared to the clinker production without substitution. The differences observed for raw material substitution were lower than 1.1% and less favourable to the raw material substitution, while fresh water aquatic and terrestrial ecotoxicity categories reported 1.0 and 3.5% of reduction, due to the savings in raw material and fuel fossil, respectively. These results indicate that this scenario do not represent a significant environmental impact in clinker production. On the other hand, the results also confirm that fossil fuel substitution by sewage sludge represents a significance reduction in environmental impact categories such as acidification, ozone layer and abiotic depletion, terrestrial ecotoxicity and photochemical oxidation. In Figure 4, the comparison of both scenarios for significant mid-point categories is shown.

In order to quantify the life cycle exergy demand of a product, the indicator Cumulative Exergy Demand (CExD) is defined as the sum of exergy of all resources required to provide a process or product (Gäbel, K., 2001). In this case, it is introduced to depict total exergy removal from nature to provide one kg of clinker. In this study 7.07 and 6.54 MJ-eq per kg of clinker were the values obtained for the raw material and the fuel substitution, respectively, while clinker

production without substitution scored 7.03 MJ-eq per kg of clinker. Therefore, cumulative exergy demand follows the trend observed in CML 2000 categories, thus, not substantial differences between raw material substitution and clinker production without substitution were observed. The fuel substitution scenario achieved almost 7 % reduction in resource consumption in terms of cumulative exergy demand required per one kg of clinker produced, which is clearly related to the fossil fuel savings.

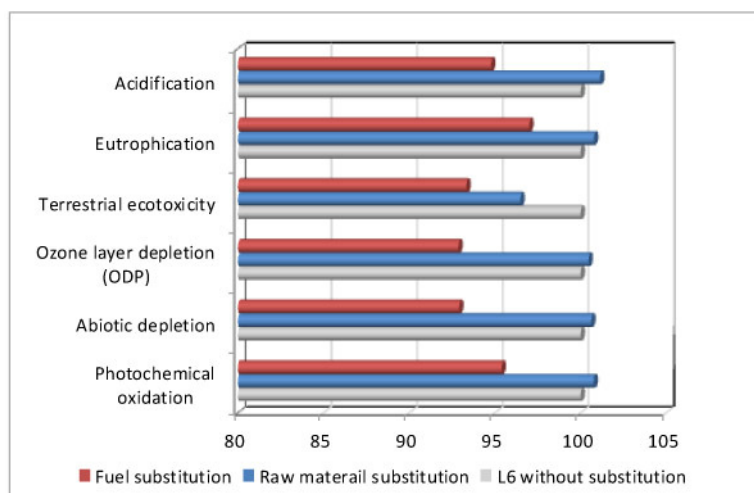


Figure 4. Relative environmental impacts determined by the CML 2000 method in clinker production for both scenarios and compared to the clinker production without substitution with urban treated sewage sludge (value 100 for the latter in each impact).

3.2 End-point analysis

Figure 5 shows the environmental fingerprint of both scenarios. The diagram allows comparing their environmental burdens. For each category, a characterization value was obtained and the value 100 was assigned to the least favourable alternative. It is shown (Figure 5) how the fingerprint of fuel substitution is lower to this of raw material substitution. Significant differences are obtained in ozone layer, fossil fuels, land use and respiratory organics categories, which are related to the reduction of fossil fuel consumption in clinker production. It should be pointed out, that the radiation category was favourable to the raw material substitution. This is related to the energy consumption in the sewage sludge drying process and the electricity mix of Spain (ecoinvent database v2.2) which penalise the fuel substitution scenario. In Table 5 the values obtained after the characterization step for both scenarios are collected. The damage assessment as the computation of all the individual contributions of the categories was also considered. Damage to human health is related to the categories of carcinogens, respiratory organics, respiratory inorganics, climate change, radiation and ozone layer; damage to ecosystem quality is associated to the categories of ecotoxicity, acidification/eutrophication and

land use; and damage to resources is related to the categories of minerals and fossil fuels (Rivela et al., 2004; Navia et al., 2006).

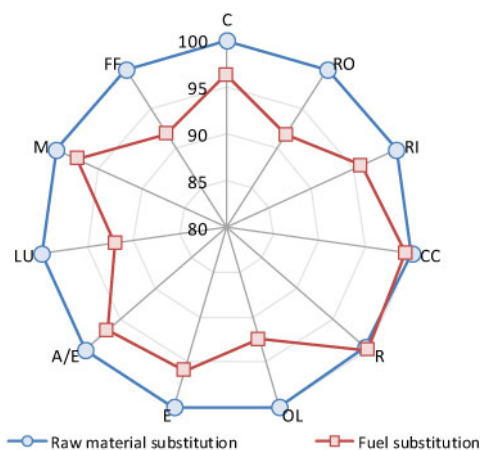


Figure 5. Environmental fingerprint of raw material substitution vs. fuel substitution. C: carcinogens; RO: respiratory organics; RI: respiratory inorganics; CC: climate change; R: radiation; OL: ozone layer; E: ecotoxicity; A/E: acidification/ eutrophication; LU: land use; M: minerals; FF: fossil fuels.

Category	Unit	Raw material substitution	Fuel substitution
Characterization step			
Carcinogens	DALY·10 ⁷	0.128	0.123 (3.7)
respiratory organics	DALY·10 ¹⁰	2.60	2.38 (8.2)
respiratory inorganics	DALY·10 ⁷	2.44	2.34 (4.1)
climate change	DALY·10 ⁷	1.90	1.89 (0.6)
Radiation	DALY·10 ⁹	1.48 (0.4)	1.49
ozone layer	DALY·10 ¹¹	5.48	5.07 (7.5)
Ecotoxicity	PAF·m ² ·yr	0.030	0.028 (4.1)
acidification/eutrophication	PDF·m ² ·yr·10 ³	9.73	9.43 (3.2)
land use	PDF·m ² ·yr·10 ³	5.85	5.39 (8.0)
Minerals	MJ surplus·10 ³	3.08	3.00 (2.5)
fossil fuels	MJ surplus·10 ³	796	731 (8.2)
Damage assessment			
Human Health	DALY·10 ⁷	4.48	4.37 (2.6)
Ecosystem quality	PDF·m ² ·yr·10 ²	4.56	4.35 (4.4)
Resources	MJ surplus·10	7.99	7.34 (8.1)

Table 5. Characterization and Damage Assessment/Ecoindicator 99 (Average Value) for both raw material and fuel substitution.

Table 5 also collects the damage assessment for each scenario. Results seen in the damage level were consistent with those seen in the midpoint level, thus 2.6, 4.4 and 8.1% were the reduction percentage reported for damage to human health, ecosystem and resources in the fuel substitution scenario compared to the raw material substitution. On the other

hand damage assessment for raw material substitution was compared to the clinker production without substitution (data not shown); the differences were lower than 0.6% indicating the minimal impact of this scenario. These results confirm that the fossil fuel substitution by sewage sludge represent a significant saving in the resources damage.

3.3 Sensitivity analysis

The influence of the amount of fuel or raw material substitution (5 to 15%) for both scenarios was evaluated as can be seen in Figure 6. The amount of sewage sludge for each scenario was determined as has been mentioned above and values are collected in Table 2. The results indicate that the amount of CO₂-eq decreases while increases the percentage of sewage sludge substitution for both scenarios. However the fuel substitution saving is higher than the observed for raw material substitution. 15% of fuel substitution can represent a reduction of 51 t per day of CO₂ emission for daily production of 4100 t of clinker (actual production of new production line L6), while for the same amount of raw material substitution the daily reduction is 10 t of CO₂.

On the other hand, the cumulative exergy demand (Figure 6) observed an opposite behaviour between both scenarios, thus, an increase of raw material substitution showed a slight increase of this parameter from 7.0 (5%) to 7.1 (15%) MJ-eq per kg of clinker, while fuel substitution reported a reduction from 6.8 (5%) to 6.3 (15%) MJ-eq per kg of clinker. These values confirm the effect of fossil fuel reduction represents between 4 and 11% in cumulative exergy demand reduction for 5 and 15% fuel substitution, respectively. On the other hand, the reduction in raw material scenario is not significant and the slight increase in the exergy demand is due to the sludge stabilization process.

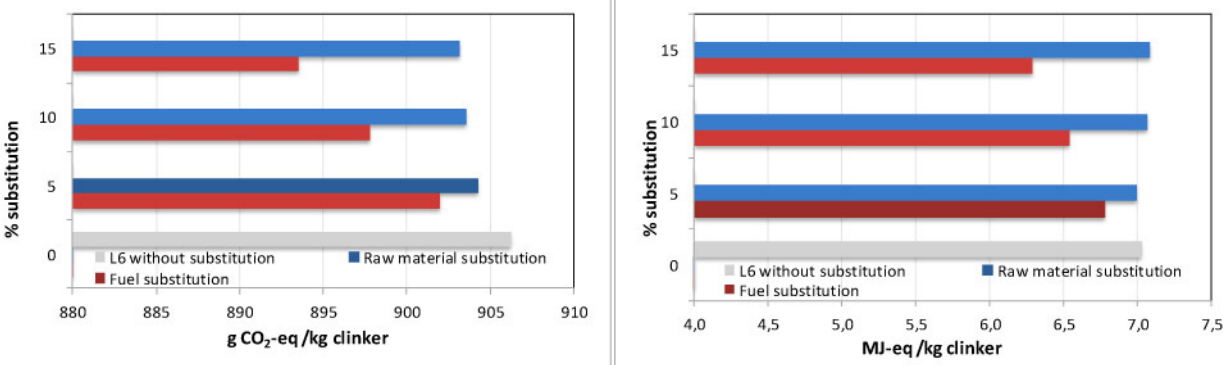


Figure 6. Influence of amount of sewage sludge substitution on the CO₂-eq and cumulative exergy demand for both raw material and fuel substitution and compared to the clinker production without substitution.

The mid-point analysis for both scenarios indicates that fuel substitution observed a reduction for different environmental impact categories compared to the raw material substitution, as was reported in Table 4 for 10% of sewage sludge fuel substitution. This reduction was proportional to the percentage of sewage sludge substitution, thus, higher for 15% and lower for 5%.

On the other hand, the end-point analysis followed the same trend observed in the mid-point categories; however the damage assessment indicates that damage to resources reduction was higher compared to the human health and ecosystem damage as is shown in Figure 7. This reduction in resources is due to the amount of fossil fuels that are not burned in the kiln and represents a significant environmental impact in clinker production. The saving expressed as reduction (compared to the clinker production without substitution) achieved in the fuel substitution scenario are proportional to the amount of sewage sludge used, while the raw material scenario observed an opposite behaviour as can be seen in Figure 7. It means that this scenario is less favourable for 10 and 15% equivalent substitution with differences under 0.8 % and become favourable for 5% of equivalent substitution.

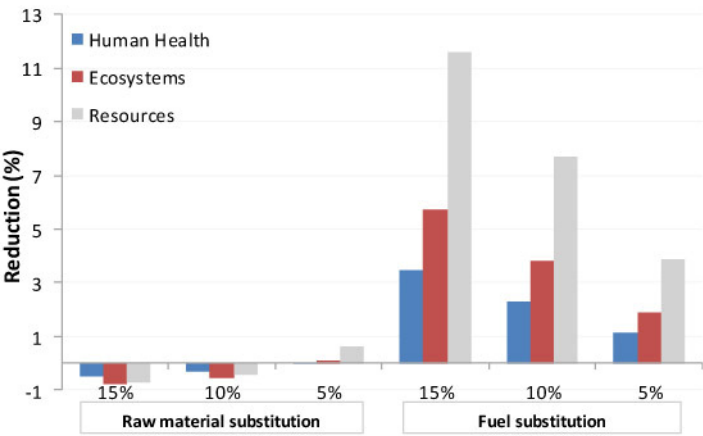


Figure 7. Influence of amount of sewage sludge substitution on damage assessment analysis for both raw material substitution and compared to the clinker production without substitution.

4. Discussion

The mid-point and end-point analysis indicate that fuel substitution by treated (or stabilized) sewage sludge represents a significant environmental savings when compared to the clinker production without substitution or to the raw material substitution. On the other hand the importance of sewage sludge treatment (drying or stabilization with lime) is low because of the relatively small contribution to the total environmental impact obtained, considering the results obtained

for both scenarios when compared to the clinker production without substitution. In general terms, use of alternative fuels or raw materials reduce CO₂ emissions; this reduction can be achieved in two ways, direct or indirect. The results presented in this study are focused to the direct reduction in CO₂ emissions but an indirect reduction can be obtained if sewage sludge is used as fuel or raw material in the cement facility. Indeed, if not used, this waste would have to be incinerated or landfilled increasing GHG (Moya et al., 2010). Additionally, in Europe the fuel substitution has been increased in the last two decades. In fact extrapolating the current trends, the substitution rate could reach around 36% in 2020 and around 50% in 2030 (CSI/ECRA, 2009; Moya et al., 2010) resulting in significant savings of CO₂ emissions and other environmental impacts in view of the results obtained in this study.

The results obtained in this study are comparable to those reported in literature, thus, environmental savings are obtained using sewage sludge as a fuel substitute in terms of GHG, acidification, eutrophication and ecotoxicity (Taruya et al., 2002; Gálvez et al., 2007; Murray et al., 2008; Murray and Price, 2008; Zabaniotou and Theofilou, 2008; Nadal et al., 2009; Boesch and Hellweg, 2009; Boesch and Hellweg, 2010). From the point of view of the sewage sludge management Houillon and Jolliet (2005) reported that even if the impact of drying is important, coal and fuel substitution are significant. In this sense, Murray et al. (2008) concluded that heat drying with anaerobic digestion is preferable to heat drying alone because the biogas from digestion can be used to meet the fuel demand of heat drying. In this study the dried process at low temperature was performed in combined heat and power plant.

Few studies are published in literature related to the use of sewage sludge as raw material in cement manufacturing; the study of Hong and Li (2011) is focused on clinker process and no information is reported about the sewage sludge treatment and its inventory. On the other hand, Murray et al. (2008) reported that lime stabilization has the low operation energy after anaerobic digestion (comparing different sewage sludge management technologies), yet its overall profile is comparable to the more energy intensive processes. A key finding of this analysis is the magnitude of impact that accounting for lime production (around to 90%, in terms of CO₂ and NO_x emissions and 70% in terms of electricity) has on the environmental performance of lime stabilization process. It is important to point out, that even lime production has an important impact in sewage sludge stabilization; raw material substitution scenario in the present study did not report significant differences compared to the clinker production without substitution. In fact GHG resulted in CO₂ emission savings, while mid- and end-point analysis were less favourable with differences lower than 1.1 and 0.6%, respectively.

Finally, this study was focused to the optimal operational conditions defined by BAT, however, the study can be expanded to less efficient kilns and cement manufacturing processes in order to evaluate the environmental benefit of use sewage sludge dried or stabilized as fuel or raw material substitute. In that sense the results obtained in this study will be of interest in the future when the actual kilns will be updated to the BAT in cement manufacturing.

5. Conclusions

This study assesses the treated urban sewage sludge as an alternative raw material or fuel for clinker production in the Cementos Molins Industrial facilities. The sewage sludge was previously treated by low temperature drying process and lime sludge stabilization process for the fuel and raw material substitution scenario, respectively. A comparison between both alternatives was performed by means of life cycle assessment methodology. Results indicate that fuel substitution provides significant environmental savings in clinker production when compared to the raw material substitution scenario. The mid-point analysis indicates that both scenarios reported CO₂ emissions reduction compared to the clinker production without substitution. Other mid-point categories were favourable to the fuel substitution with savings ranging from 3 to 7%. The damage assessment analysis indicates that minimal differences were observed between raw material scenario and clinker production without substitution, while fuel substitution scenario showed a reduction of 2.6, 4.4 and 8.1% for damage to human health, ecosystem and resources, respectively. These results confirm that fossil fuel substitution represents the higher savings on damage assessment (resources). The influence of different amount of sewage sludge for both scenarios was evaluated by using 5 to 15% of fuel substitution and the equivalent amount of raw material substitution. The results followed the trend observed by 10% substitution; however, the savings in CO₂ emission in fuel substitution scenario (15%) were significant higher than those obtained for raw material scenario. The cumulative exergy demand and other mid-point and end-point categories did report significant improvements by increasing the equivalent substitution in the raw material scenario. However, the differences observed when compared to the clinker production without substitution were relative low, under 0.8%. The influence of the amount of sewage sludge substitution indicates that the fossil fuel savings represent one of the most significant improvements from the point of view of damage assessment analysis.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge Cementos Molins Industrial and AUMA Consultants in Energy and Environment S.L. for their helpful cooperation and technical support, and Diana Permuy (STC) and Martin Gullon from EMMA for their help on providing information on the low temperature drying plant information. This research was financially supported by the Spanish Centre for the Development of Industrial Technology (CDTI) through the SOSTAQUA project (CEN-20071039). The authors are also grateful for the support of the Spanish Ministry of Education and Science (National Plan) through the project BIA2010-20789-C04-01 and the Catalan government (project ref. 2009SGR905). The authors are also grateful to the anonymous reviewers for their comments and constructive criticism to improve the manuscript quality.

6. References

- Aparicio, I., Santos, J.L., Alonso, E., 2009. Limitation of the concentration of organic pollutants in sewage sludge for agricultural purposes: a case study in South Spain. *Waste Manage.* 29, 1747–1753.
- Boesch, M.E., Hellweg, S., Huijbregts, M. and Frischknecht, R., 2007. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *Int. J. Life Cycle Assess.* 12, 181–190.
- Boesch, M.E. and Hellweg, S., 2009. Model for Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Clinker Production. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7578–7583.
- Boesch, M.E. and Hellweg, S., 2010. Identifying Improvement Potentials in Cement Production with Life Cycle Assessment. *Environ. Sci. Technol.* 44, 9143–9149.
- BREF, Reference Document on Best Available Techniques in the Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries, European Commission 2010.
- CEC. Implementation of Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture; 1986.
- Conesa, J.A., Gálvez, A., Mateos, F., Martín-Gullón, I., Font, R., 2008. Organic and inorganic pollutants from cement kiln stack feeding alternative fuels. *J. Hazard Mat.* 158, 585–592.
- CSI/ECRA 2009 World Business Council for Sustainable Development/Cement Sustainability Initiative — European Cement Research Academy, Development of State-of-the-Art-Techniques in Cement Manufacturing: Trying to look ahead, Düsseldorf, Geneva, 4 June 2009.
- EEC, European Economic Community. Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000, establishing a frame work for Community action in the field of water policy. *Official Journal*, L 327/1, of 22 December 2000. 2000.

- Gäbel, K., 2001. Cement manufacturing-process and material technology and related environmental aspects. Gothenburg, Sweden: Environmental Systems Analysis, Chalmers University of Technology; 2001.
- Gäbel, K., Forsberg, P., Tillmann, A., 2004. The design and building of a life-cycle-based process model for simulating environmental performance, product performance and cost in cement manufacturing. *J. Clean Prod.* 12, 77–93.
- Gálvez, A., Conesa, J.A., Martín-Gullón, I., Font, R., 2007. Interaction between pollutants produced in sewage sludge combustion and cement raw material. *Chemosphere* 69, 387–94.
- Guinée, J.B., Gorrié, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Druin, R., Huijbregts, M.J.A., Lindeijer, E., Roorda, A.A.H., Weidema, B.P., 2001. Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Part 3: Scientific background; Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML): Den Haag and Leiden, 2001.
- Hong, J., Hong, J., Otaki, M., Jolliet, O., 2009. Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Manage.* 29, 696–703.
- Hong, J. and Li, X., 2011. Environmental assessment of sewage sludge as secondary raw material in cement production – A case study in China. *Waste Manage.* 31, 1364–1371
- Houillon, G., Jolliet, O., 2005. Life cycle assessment for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *J. Cleaner Prod.* 13, 287–299.
- Ilgen, G., Glindemann, D., Herrmann, R., Hertel, F., Huang, J.H., 2008. Organo metals of tin, lead and mercury compounds in landfill gases and leaches from bavaria, germany. *Waste Manage.* 28, 1518–1527.
- IPCC Climate Change 2001: The Scientific Basis In Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); Houghton, T., Ding, Y., Griggs, D., Noguer, M., van der Linden, P., Xiaosu, D. Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, 2001.
- ISO 14044: 2006. International Standard ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines; International Organisation for Standardization: Geneva, 2006.
- Lederer, J. and Rechberger, H., 2010. Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. *Waste Manage.* 30, 1043–1056.
- Llonch, M.D., Granados, R., Griffet, M., 2010. Alximix, la conversión ecoeficiente de lodos, fangos y concentrados (de membrana y evaporación) en una nueva materia prima, SD-24. Congreso Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) 2010. <http://www.conama10.es/web/es/fondo-documental/actividades.html>. (09.2011).
- Martínez, K., Abad, E., Rivera, J., 2006. Surveillance programme on dioxin levels in soils in the Campo de Gibraltar (Southwest Spain). *Chemosphere* 65, 382–389.

- Moya, J.A., Pardo, N. and Mercier, A., 2010. Energy Efficiency and CO₂ Emissions: Prospective Scenarios for the Cement Industry. European Commission, Joint Research Centre. EUR 24592, 2010.
- Murray, A., Horvath, A. and Nelson, K., 2008. Hybrid Life-Cycle Environmental and Cost Inventory of Sewage Sludge Treatment and End-Use Scenarios: A Case Study from China. *Environ. Sci. Technol.* 42, 3163–3169.
- Murray, A. and Price, Lynn., 2008. Use of Alternative Fuels in Cement Manufacture: Analysis of Fuel Characteristics and Feasibility for Use in the Chinese Cement Sector. Lawrence Berkeley National Laboratory Report (LBNL-525E), Berkeley, California, USA.
- Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2009. Cost-benefit analysis of using sewage sludge as alternative fuel in a cement plant: a case study. *Environ Sci. Pollut. Res.* 16, 322–328.
- Navia, R., Rivela, B., Lorber, K.E., Mendez, R., 2006. Recycling contaminated soil as alternative raw material in cement facilities: Life cycle assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 48, 339-356.
- Reijnders, L., 2007. The Cement Industry as a Scavenger in Industrial Ecology and the Management of Hazardous Substances. *J. Ind. Ecol.* 11, 15-25.
- Rivela, B., Moreira, M.T., Bornhardt, C., Méndez, R., Feijoo, G., 2004. Life cycle assessment as a tool for the environmental improvement of the tannery industry in developing countries. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1901–9.
- Rovira, J., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2011. Use of sewage sludge as secondary fuel in a cement plant: human health risks. *Environ. Int.* 37, 105–111.
- Schuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J.L., 2009. Environmental monitoring of PCDD/Fs and metals in the vicinity of a cement plant after using sewage sludge as a secondary fuel. *Chemosphere* 74, 1502–1508.
- Seyler, C., Hellweg, S., Monteil, M., Hungerbühler, K., 2005. Life cycle inventory for use of waste solvent as fuel substitute in the cement industry. A multi-input allocation model. *Int. J. Life Cycle Ass.* 10, 120–130.
- Sostaqua Research Project: Desarrollos tecnológicos hacia el ciclo urbano del agua autosostenible. Taskforce 6B: Procesos de tratamientos fisicoquímicos de lodos de EDAR. <http://www.sostaqua.com/publications/publications.php?act=6&task=19>. (09.2011).
- STC Sistemas de Transferecia de Calor, S.A. The STC sludge heat drying system. <http://www.stcsa.es/> (09.2011).
- Stehlik, P., 2009. Contribution to advances in wate-to-energy technologies. *J. Cleaner Prod.* 17, 919–931.
- Suh, Y.J. and Rousseaux, P., 2002. An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resour. Conserv. Recycl.* 35, 191–200.
- Taruya, T., Okuno, N., Kanaya, K., 2002. Reuse of sewage sludge as raw material of Portland cement in Japan. *Water Sci. Technol.* 46, 255–258.
- Turovsky, I.S. and Mathai, P.K. *Wastewater Sludge Processing*. Wiley Interscience, 2006.

VDZ Verein Deutscher Zementwerke (Ed.), Environmental Data of the German Cement Industry 2009, 2010.

Zabaniotoua, A. and Theofilou, C., 2008. Green energy at cement kiln in Cyprus—Use of sewage sludge as a conventional fuel substitute. *Renewable Sustainable Energy Rev.* 12, 531–541.

**ARTÍCULO IV: TRACTAMENT DE LLOTS AMB ÓXID CÁLCIC. UNA ALTERNATIVA
AL TRACTAMENT DE LLOTS DE DEPURADORA D'AIGÜES RESIDUALS URBANES**

Fulls del Enginyers. Publicado Núm. 267 Mayo-Junio 2010.

R. J. Granados

Tractament de llots amb òxid càlcic

Una alternativa al tractament de llots de depuradora d'aigües residuals urbanes

Ricardo-José Granados Granados
Col·legiat núm. 13.905



GENERACIÓ I TRACTAMENT DE FANGS DE DEPURADORES D'AIGÜES RESIDUALS URBANES

La depuració dels efluents d'aigües residuals urbanes constitueix una actuació necessària per a la protecció del medi ambient. La legislació ha recollit aquesta necessitat i, alhora que ha obligat a la depuració dels efluents, ha reglamentat la disposició dels llots orgànics produïts en els processos de depuració.

En aquest context s'ha produït un increment en la generació de llots de depuració, derivat de la imposició de limitacions exigents als abocaments líquids, que comporta la necessitat de

disposar quantitats creixents de llots en un marc de sostenibilitat i de protecció del medi ambient.

A Catalunya, la generació anual de llots de depuradora va arribar a la quantitat de 532.424 tones l'any 2008.

El marc que regula la disposició de llots orgànics de depuració implica la prohibició d'abocament al mar (Acord de Barcelona), a llera i a dipòsit controlat sense tractament específic, tenint en compte el seu contingut en humitat i en matèria orgànica. Així mateix, la seva valorització agrícola queda limitada per l'exigència de tractament (requeriment d'higienització total) i la imposició

de limitacions al seu ús. Aquesta pot quedar prohibida per contaminació biològica i difusa. Finalment, cal tenir en compte les dificultats que suposa la manipulació i el transport de quantitats importants de fangs.

Amb aquests condicionants, les alternatives que habitualment es consideren per a la gestió dels llots són la higienització o el compostatge i l'assecatge tèrmic, considerats com a tractaments previs. I l'aplicació amb fins agrícoles (previ tractament d'higienització), la disposició controlada i la valorització tèrmica (normalment previ assecatge), com a opcions de disposició.

UNA NOVA ALTERNATIVA: EL TRACTAMENT DELS FANGS AMB ÒXID CÀLCIC

En el marc general exposat cobra valor el plantejament de l'alternativa d'estabilització dels llots de tractament d'aigües residuals mitjançant agents alcalins. Aquests tractaments produeixen una eliminació de la matèria orgànica continguda als llots, l'assecatge del producte i l'encapsulació a la matriu càlcica dels elements que contenen. El producte obtingut queda així estabilitzat i utilitzable. Això permet la seva valorització a la construcció i com a matèria primera per a la producció de ciment.

El tractament amb òxid càlcic constituïa una via coneguda i plantejada però no desenvolupada plenament per a la seva aplicació a gran escala. En aquest sentit,

Hera Alquimia ha realitzat un desenvolupament del procés que ha culminat amb la realització d'una planta pilot a escala industrial que se situa al recinte del seu abocador de coll Cardús i en la qual s'ha realitzat un programa d'innovació, experimentació i demostració d'aquest sistema de tractament.

Aquest programa ha incidit en l'anàlisi tècnica dels processos que comprèn, avaluant la seva viabilitat i definint les característiques tècniques i ambientals de la seva aplicació. Així mateix ha tingut especial consideració a adequar la instal·lació a la composició dels fangs de depuradora existents a Catalunya.

PLANTA PILOT A ESCALA INDUSTRIAL D'ESTABILITZACIÓ DE FANGS DE DEPURADORA AMB CALÇ VIVA. PROCÉS ALCHIMIX

El procés d'inertització utilitzat a la planta és el tractament per addició d'òxid càlcic (calç viva) al fang de depuradora. La implementació a la planta pilot del conegut procés d'addició d'òxid càlcic per la via seca (sense addició d'aigua) s'anomena *Alchimix*, de manera que el desenvolupament es pugui comercialitzar de forma industrial en un futur pròxim.

Aquest tractament fisicoquímic permet l'obtenció d'un producte sec i amb una quantitat molt reduïda de matèria orgànica.

Amb l'addició de calç al fang i la seva mescla íntima amb aquest es provoquen reaccions d'hidratació de la calç, amb la humitat que conté el propi

La disminució de volum dels residus redueix els mitjans de transport per a la gestió dels fangs i el subproducte

fang i reaccions de degradació de la matèria orgànica dels fangs. Ambdós processos són exotèrmics i això permet l'evaporació de la major part de l'aigua present als fangs a l'hora que es redueix la càrrega orgànica dels llots. Com a resultat de les reaccions químiques i de l'evaporació d'aigua produïda s'obté un producte sec en forma de pols i amb una gran reducció de massa en relació amb el fang d'entrada, la qual cosa representa xifres aproximades del 40% d'aquesta.

RESULTATS DEL PROCÉS

L'aplicació del procés a fangs que ja hagin estat centrifugats a les depuradores amb una humitat del 60% al 70%, condueix a un producte estabilitzat amb una humitat entorn del 10%. La reducció de massa és significativa, ja que la massa final suposa prop del 40% de la inicial dels fangs.

El producte és estable, homogeni i innocu. La seva finalitat essencial és la valorització, tal com ha estat assenyalat, si bé per les seves característiques és susceptible de disposar-se en dipòsit de classe II.

La valorització del producte inertitzat es realitza a través de la seva utilització per a ús en bases d'infraestructura o per a la fabricació de materials de construcció, o bé de la

seva incorporació en els materials de base per a la fabricació de ciment.

COMPARACIÓ AMB ALTRES SISTEMES ALTERNATIUS

Des del punt de vista econòmic, el procés és competitiu amb altres alternatives i els seus resultats tècnics i ambientals presenten avantatges respecte als tractaments i disposició tradicionalment utilitzats: compostatge i assecatge.

L'opció de tractament considerada permet una valorització, matèria primera en la construcció o en la indústria cimentera, alternativa a l'aplicació al sòl en l'agricultura, que comença a presentar una saturació i dificultats.

Les opcions d'assecatge, en canvi, estan lligades al consum energètic, generalment de combustibles fòssils, i amb això una emissió de gasos d'efecte hivernacle. Això no té lloc amb el procés presentat. Cal remarcar que si bé la utilització d'òxid càlcic en el procés suposa una emissió de gasos d'efecte hivernacle en les indústries de calcinació, la valorització del producte obtingut suposa una reducció equivalent d'emissions en les indústries de destí.

D'altra banda, la disminució de volum dels residus redueix alhora considerablement els mitjans de transport necessaris per a la gestió dels fangs i el subproducte.

6. CONCLUSIONES GENERALES

El trabajo realizado en la presente tesis, y centrado en el estudio de la viabilidad técnica y económica de la valorización material de los fangos de depuración de aguas residuales estabilizados con óxido de calcio en la industria del cemento ha alcanzado las siguientes conclusiones:

1. Los ensayos experimentales de validación tecnológica del proceso de estabilización de los fangos deshidratados demostraron que las propiedades del fango estabilizado permitían su utilización en la producción de clínker en la industria del cemento, asimismo como la adecuación de la tecnología propuesta considerando los resultados de operación a régimen nominal.
 - a. El diseño del reactor de estabilización se considera apropiado, una vez consideradas las modificaciones que debieron realizar para adaptar los sistemas de transporte de fangos a la tipología y características reológicas del fango utilizado y que permitieron asegurar una sequedad y unas propiedades físico-químicas adecuadas para la industria del cemento.
 - b. El funcionamiento durante la prueba de 48 horas ininterrumpidas, así como su funcionamiento en ausencia de averías o incidencias durante los periodos de pruebas de septiembre 2009 y durante la realización de la prueba industrial corroboraron asimismo su validez.
 - c. Los ensayos permitieron la validación del proceso asegurando una estabilización del fango con ausencia o no detección de los principales patógenos presentes en los fangos deshidratados y que suponen la reducción de los riesgos para la salud; cuando estos sean transportados a la planta de cemento y posteriormente transportados para su introducción en los hornos de clínker.
 - d. La caracterización de las corrientes del proceso de estabilización, entrada de fangos deshidratados, óxido de calcio, neutral, y las emisiones generadas durante el proceso permitieron caracterizar los principales procesos físico-químicos implicados en el proceso.
 - e. La estabilización de los fangos deshidratados, con contenidos en humedad próximos al 65-70%, se realiza mediante un proceso que implica la hidratación de óxido de calcio. Esta es una reacción exotérmica que, sin embargo, no puede explicar por si sola el grado de reducción de humedad observada en el producto respecto a la humedad de entrada al proceso. El valor medio medido en condiciones normales de operación de la temperatura del reactor era de 80 °C y, en los gases de salida, se midieron humedades de entorno al 20%, lo cual supone la evaporación de unas 3,5 toneladas de agua por hora.
 - f. Con una adición de entre un 20 – 25% de cal viva a los fangos deshidratados se consiguió obtener una reducción del total de la masa de Neutral respecto a la de los fangos de entrada de entorno a un 40%, presentando una humedad aproximada final del 10%.
 - g. El estudio de la composición de las diferentes corrientes permitió identificar y cuantificar la extensión de otros procesos que tienen una importancia vital en el proceso de estabilización de fangos. Así el elevado porcentaje de óxido de calcio y

de hidróxido de calcio en el producto estabilizado genera un incremento de la basicidad del mismo, y que junto con el incremento de temperatura debido a la hidrólisis, supone una reducción de la actividad microbológica de la biomasa presente en el fango y asimismo la liberación de una parte muy importante del amonio, presente en la fracción líquida del fango junto con el generado a partir del nitrógeno orgánico, a partir de la degradación de dicha fracción. Estas emisiones de $\text{NH}_{3(g)}$ se cuantificaron en unos 68 kg/h que suponen, a la salida de los gases del reactor, la volatilización de un 80% del nitrógeno total contenido en los fangos de entrada. La retención de amoníaco en el producto se sitúa en un valor aproximado del 11,5%. El resto (8,5%) queda incorporado en la materia orgánica no degradada como nitrógeno orgánico.

- h. El amoníaco arrastrado por los gases generados en el proceso (4.000 mg/Nm^3) se eliminan con un lavador de lavado ácido con inyección de una solución de ácido sulfúrico, resultando en una emisión final a la atmosfera en una concentración inferior a los 30 mg/Nm^3 . La purga del lavador, constituida esencialmente por una solución de sulfato amónico al 35% y agua encuentra aplicación como aportador de nitrógeno en la fabricación de compost enriquecido.
 - i. La complejidad del estudio detallado de los procesos descritos, especialmente de los asociados a la degradación de la materia orgánica, en el reactor y diseño experimental realizado, impidió la caracterización detallada de los mismos, pero la utilización de los balances de materia y de energía del proceso, a través del modelo de proceso desarrollado y utilizando los datos de operación del reactor en estado estacionario, permitió hacer una estimación de la entalpía global más probable asociada a los mismos, con lo cual se pudo implementar un modelo predictivo del funcionamiento del proceso Alchimix, del cual se obtienen tanto la composición del producto como los valores asociados a las emisiones, explicando al mismo tiempo la reducción en la humedad que se consigue en el Neutral respecto a los fangos de entrada y a través del cual es posible optimizar los parámetros básicos de control del proceso en base a una composición deseada. El resultado de la entalpía deducido a partir del análisis del caso básico, en el cual se observó una reducción del $87,9\% \pm 9\%$ de la materia orgánica original de los fangos de entrada respecto a la contenida en el Neutral, se estimó en unos $-7914,7 \pm 172 \text{ kJ/kg}$.
2. El estudio de viabilidad realizado para el proceso Alchimix, comparándolo con el proceso de secado térmico de plantas existentes, ha puesto de manifiesto su competitividad, atendiendo a los cánones de gestión de fangos.

La comparación se ha efectuado considerando para el secado térmico el régimen económico establecido en el RD 661/2007. Su reciente suspensión, para nuevas instalaciones, por el RDL 1/2012 acrecienta los costes del secado térmico y mejora la competitividad del proceso Alchimix.

- a. El canon de tratamiento por el proceso propuesto en las condiciones base del estudio se estima en unos 42 €/t de fango deshidratado.

- b. El incremento de la cantidad necesaria para el tratamiento en un 5% provoca la necesidad de aumentar el canon para conservar la rentabilidad de referencia (7%) a 46 €/t.
 - c. En instalaciones de secado térmico que gocen del régimen económico establecido por el RD 661/2007, el canon para conseguir la rentabilidad de referencia (7%) se establece para el caso base en 79 €/t. Ello confirma la viabilidad económica del proceso de estabilización al compararlo con la vía de secado térmico de los fangos. Adicionalmente cabe resaltar el hecho de que para su gestión en cementera el coste de la vía de gestión por secado térmico se ve incrementado por las tasas de la cementera en concepto de eliminación de residuos que se evalúan en unos 25 a 30 euros por tonelada de fango seco.
 - d. El cambio en las condiciones económicas del proceso de secado térmico conduce a aumentos en el canon mínimo del tratamiento, sin incluir la tasa de eliminación de la cementera, situándose en 93 €/t cuando se reduce en un 16% la cantidad de fangos para la que se ha diseñado la planta y en 86 €/t con un aumento del 10% en los precios del gas natural.
 - e. El canon constituye una contribución a la generación de la rentabilidad de las plantas de secado y tratamiento, pudiendo ser constituido por aportaciones diversas, ya sea aportado por el generador de los fangos, o que debería ser contribuido en destino por quien utilice los productos secos o estabilizado, o bien aportado de forma conjunta. La determinación de la distribución de los costes debe ser establecida a través de procesos de negociación y de mercado.
3. La viabilidad ambiental del proceso de estabilización de fangos queda verificada por el análisis de las emisiones a través de su medición e de las concentraciones de inmisión derivadas de su funcionamiento a través de su estimación numérica.
- a. El nivel medido de amoníaco en los gases en la prueba oficial se estableció en 23 mg/Nm³, valor inferior a los 30 mg/Nm³, valor orientativo para el límite de emisión. Estos valores de emisiones se consiguen en base al sistema de tratamiento implementado (lavador ácido de gases).
 - b. El valor límite para la inmisión de amoníaco, valorado según la aplicación del RAMIP y el D 833/1975 se establece en 2,53 µg/m³, mientras que el valor estimado por métodos numéricos se estima en 2,46 µg/m³ para la media anual.
 - c. El nivel de emisión de partículas medido durante la campaña de medición se evalúa en unos 1,95 mg/Nm³ valor inferior a los 150 mg/Nm³ establecidos a través de D 833/1975.
 - d. El valor de inmisión del percentil 99,6 para las partículas se evalúa en 0,904 µg/m³ cuando según RD 1073/2002 el límite es de 50 µg/m³.
4. La viabilidad de la utilización del producto estabilizado (Neutral) en la fabricación de cemento queda comprobada por los análisis desarrollados al clínker y cemento así como por la realización de la prueba industrial.

- a. El producto estabilizado presenta un bajo grado de humedad (10%) y materia orgánica (5%), alto contenido en hidróxido cálcico (68%), calcio en forma de carbonato (7%), estando el resto constituido por óxidos inorgánicos (10%).
 - b. Los clínkeres obtenidos de la fabricación con adición de Neutral presentan características similares al clínker producido de forma habitual en la planta de cemento, en términos de composición química, y morfología de las fases constituyentes principales.
 - c. En base a los ensayos normalizados efectuados se puede afirmar que la calidad del cemento fabricado no se ve afectada, por la adición de Neutral como materia prima del clínker.
5. La realización del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) ha permitido evaluar y contrastar los efectos ambientales de los procesos de secado y de estabilización de fangos y su posterior aprovechamiento en cementera como combustible alternativo y como materia prima alternativa. El ámbito del estudio permite considerar un enfoque global incluyendo los procesos de tratamiento de los fangos, las cadenas de suministro y el proceso de manufactura del clínker.
- a. La mayor parte de los impactos calculados en ambos casos corresponde al propio proceso de fabricación del clínker.
 - b. Desde el punto de vista global del ciclo de vida, el ahorro energético es mayor en el caso de aprovechamiento energético del fango (que implica una reducción del 6,9% en la demanda de energía global asociada al ciclo de vida) respecto a la alternativa de aprovechamiento del fango estabilizado (que implica un ligero aumento de alrededor del 0,52% en la demanda de energía global asociada al ciclo de vida), al compararlos al proceso de producción de clínker sin sustitución. Ello se debe principalmente al mayor poder calorífico de los fangos, en base al mayor contenido de materia orgánica.
 - c. La evaluación de las dos vías de tratamiento permitió comprobar que el proceso de estabilización se ve claramente penalizado por la extracción de la cal, proceso que representa cerca del 90% de todo el impacto de dicho tratamiento. Por otro lado, el secado térmico aun considerando la necesidad del uso de gas natural se ve favorecido debido a que el ahorro en combustible fósil tiene un impacto más significativo que el consumo de gas.
 - d. El uso de fango seco reportó una reducción substancial del impacto ambiental al compararlo con la producción de clínker sin sustitución. Dicha mejora se observó tanto en los análisis mid y end-point. Por su parte el uso de fango estabilizado presentó un comportamiento muy similar a la producción del clínker sin sustitución con una variabilidad mínima menor del 1.0%.
 - e. Los resultados del potencial de calentamiento global, indicaron una reducción de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI) en el escenario de aprovechamiento del Neutral de entorno al 0,2%, mientras que se evalúan en el 1 % en el caso del aprovechamiento de los fangos secos. El aumento de los precios

de la energía y créditos de CO₂ conducen a un interés creciente para la utilización ya sea de combustibles y materias primas alternativas.

- f. Teniendo en cuenta los datos de la actual coyuntura económica el aprovechamiento del fango como combustible supone un mayor interés económico para la industria cementera dado que reporta ahorros de entorno al 3,7% en términos globales de energía y emisiones de CO₂ adicionales, mientras que el aprovechamiento del Neutral supone un ahorro del 1,0%.

7. REFERENCIAS

- T. Aarab, M. Smeyers, M. Remy, B. Godden, J.P. Delhaye. The storage of sewage sludge: Influence of liming on the evolution of copper chemical fractions. *Waste Management* 26 (2006) 1024–1032
- Agència Catalana del Aigua. Utilització de fangs de depuradora en restauració: Manual d'aplicació en activitats extractives i terrenys marginals. Generalitat de Catalunya. 1^a edició novembre. (2008)
- Agència Catalana del Aigua. Proposta de Programa d'Actuacions per a la Gestió del Fangs Residuals Generats en els Processos de Depuració d'Aigües Residuals de Catalunya. (2009)
- J. Akrivos, D. Mamais, K. Katsara, A. Andreadakis. Agricultural utilization of lime treated sewage sludge. *Water Sci. Technol.* 42 (2000) 203–210.
- J.M. Alcañiz, L. Comellas, M. Pujolà. Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora. Recuperació de terrenys marginals. Junta de Sanejament, Barcelona (1996)
- J.M. Alcañiz, L. Comellas, M. Pujolà. Reducció de l'erosionabilitat d'un alfisol mitjançant l'ús de fangs de depuradora o d'adobs minerals per al desenvolupament de la coberta herbàcia. *Orsis* 16 (2001) 121-131
- L. Allievi, A. Colombi, E. Calcaterra, A. Ferrari. Inactivation of fecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. *Biores. Technol.* 49 (1994) 5–30.
- M.B. Almendro-Candel, M.M. Jordán, J. Navarro-Pedreño, J. Mataix-Solera, I. Gómez-Lucas. Environmental evaluation of sewage sludge application to reclaim limestone quarries wastes as soil amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (2007) 1328-1332
- A.A. Amer. Destruction of sludge pathogenic bacteria using quicklime and cement dust. *J Soil Sci.* 37 (1997) 343-54.
- U. Arena, M.L. Mastellone, F. Perugini. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal.* 96 (2003) 207-222. Elsevier.
- U. Arena. Gasification: an alternative solution for waste treatment with energy recovery. *Waste Management* 31 (2011) 405–406.
- F. Arteaga. Valorización de los fangos de estación de tratamiento de agua potable (ETAP), en materiales de construcción: cerámica estructural y cerámica de revestimiento. Tesis Doctoral (1998)
- L.D. Baere, B. Mattheeuws. State-of-the-art 2008 – anaerobic digestion of solid waste. *Waste Management World* 9 (2008) 1–8.
- M. Banar, Z. Cokaygil, A. Ozkan. Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. *Waste Management* 29 (2009) 54-62.
- N. Beecher, K. Crawford, N. Goldstein. Biosolids Management in the U.S. National Biosolids Survey. *BioCycle.* March (2008) 49-54.
- M. Bengtsson, A.M. Tillman. Actors and interpretations in an environmental controversy: the Swedish debate on sewage sludge use in agriculture, *Resources, Conservation and Recycling* 42 (2004) 65-82.

BOE, Notas sobre el acuerdo para la valorización energética en la industria cementera española. BOE núm. 36, pág 4986, del 11 de febrero de 2005.

B. Bina, H. Movahedian, I. Kord. The effect of lime stabilization on the microbiological quality of sewage sludge. *Iranian J Env Sci Eng.* 1 (2004) 34-38.

J. Boráň, L.Houdková, T. Elsäßer. Processing of sewage sludge: Dependence of sludge dewatering efficiency on amount of flocculant. *Resources, Conservation and Recycling* 54 (2010) 278-282

S. Borowski, S.J. Szopa. Experiences with the dual digestion of municipal sewage sludge. *Biores. Technol.* 98 (2007) 1199–1207

C. Bougrier, J.P. Delgenès, H. Carrère. Combination of Thermal Treatments and Anaerobic Digestion to Reduce Sewage Sludge Quantity and Improve Biogas Yield. *Process Safety and Environmental Protection* 84 (2006) 280-284

P. Boura, M. Katsioti, P. Tsakiridis, A. Katsiri. Stabilization/Solidification of sewage sludge, *Proc. Int. Conf. BIOSOLIDS: Wastewater sludge as a Resource*, Trondheim, Norway (2003)

D.A. Bright, N. Healey. Contaminant risks from biosolids land application: Contemporary organic contaminant levels in digested sewage sludge from five treatment plants in Greater Vancouver. British Columbia. *Environmental Pollution* 126 (2003) 39-49

C.H. Burton, C. Turner. *Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*, (second ed.). Silsoe Research Institute, Lister and Durling Printers (2003)

A. Maciel-Camacho, H. Rodriguez Hernandez, A.W.D. Hills, R.D. Morales. Hydration kinetics of recarbonized lime. *ISIJ International* 37 (1997) 477–483

A. Cardim de Carvalho Filho. Análisis de Ciclo de Vida de productos derivados del cemento – Aportaciones al análisis de los inventarios de ciclo de vida del cemento. Tesis Doctoral (2001)

S. Capizzi-Banas, M. Deloge, M. Remy, J. Schwartzbrod, Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination—*Ascaris* eggs as model, *Water Research* 38 (2004) 3251–3258.

E.G. Carrington, R.D. Davis, Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction. European Commission (2001)

P.D. Cemagref. Les Systèmes de Traitement des Boues des Stations D'Épurations des Petites Collectivités. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt. Documentation technique – FNDAE. N° 9 (2007)

R. Cenni, B. Janisch, H. Spliethoff, K.R.G. Hein. Legislative and environmental issues on the use of ash from coal and municipal sewage sludge co-firing as construction material. *Waste Management* 21 (2007) 17-31.

A. Cheilas, M. Katsioti, A. Georgiades, O. Malliou, C. Teas, E. Haniotakis. Impact of hardening conditions on stabilized/solidified products of cement–sewage sludge–jarosite/alunite. *Cement and Concrete Composites* 29 (2007) 263-269

G. Chen, P.L. Yue, A.S. Mujumdar. Sludge dewatering and drying. *Drying Technol.* 20 (2002) 883–916.

- H.X. Chen, X.W. Ma, H.J. Dai. Reuse of water purification sludge as raw material in cement production. *Cement and Concrete Composites* 32 (2010) 436–439.
- F. Cherubini, S. Bargigli, S. Ulgiati. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* 34 (2009) 2116–2123.
- K.Y. Chiang, S.D. Yoi, H.N. Lin, K.S. Wang. Stabilization of heavy metals in sewage sludge composting process. *Water Science and Technology* 44 (2001) 95–100.
- F. Cherubini, S. Bargigli, S. Ulgiati. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* 34 (2009) 2116-2123.
- Y.N. Chun, S.C. Kim, K. Yoshikawa. Pyrolysis gasification of dried sewage sludge in a combined screw and rotary kiln gasifiers. *Applied Energy* 88 (2011) 1105–1112.
- B. Clarke, N.Porter, R. Symons, J. Blackbeard, P. Ades, P.Marriott. Dioxin-like compounds in Australian sewage sludge – Review and national survey. *Chemosphere* 72 (2008) 1215-1228
- B. O. Clarke, N. A. Porter, P. J. Marriott, J. R. Blackbeard, Investigating the levels and trends of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl in sewage sludge. *Environment International* 36 (2010) 323-329
- J. Cleary. Life cycle assessments of municipal solid waste management Systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International* 35 (2009) 1256-1266
- F. Colin, P.J. Newman, Y.J. Poulanne. Recent developments in sewage sludge processing. *Proc. Workshop at Lappeenranta, Finland, on 18 June 1990. Elsevier App. Science* (1991)
- J.M. Commandré, S. Salvador, A. Nzihou. Reactivity of Laboratory and Industrial Limes. *Chemical Engineering Research and Design* 85 (2007) 473-480
- M.Cyr, M. Coutand, P. Clastres. Technological and environmental behavior of sewage sludge ash (SSA) in cement-based materials. *Cement and Concrete Research* 37 (2007) 1278-1289
- F. Czechowski, T. Marcinkowski. Sewage sludge stabilisation with calcium hydroxide: Effect on physicochemical properties and molecular composition. *Water Research* 40 (2006) 1895-1905
- Decret 1/1997, de 7 de gener, sobre la disposició del rebuig en dipòsits controlats. DOGC núm. 2307, 13/01/1997.
- Decreto 833/1975, de 6 de febrero, que desarrolla la Ley 38/1972 de protección del ambiente atmosférico. BOE núm. 96, 22/04/1975, p. 8391.
- Dennis JS, Lambert RJ, Milne AJ, Scott SA, Hayhurst AN. The kinetics of combustion of chars derived from sewage sludge. *Fuel* 84 (2005) 117–126.
- R.K. Dhir, M. C. Limbachiya, M. J. McCarthy. Recycling and reuse of sewage sludge. *Proc. Internacional Symposium Scotland, UK on 19-20 march 2001. Thomas Telford.* (2001)
- S. Donatello, M. Tyrer, C.R. Cheeseman. EU landfill waste acceptance criteria and EU Hazardous Waste Directive compliance testing of incinerated sewage sludge ash. *Waste Management* 30 1 (2010) 63-71
- Diputació de Barcelona (DiBa). La Gestió de Fangs de les estacions depuradores d'aigües residuals. Col·lecció Documents de Treball. Sèrie Medi Ambient. N° 1 (2008)

Directiva 80/778/CEE del Consejo, de 15/07/1980, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. DOCE núm. L 229, 30/08/1980.

Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12/06/1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los fangos de depuradora en agricultura. DOCE, núm. L 181, p. 6.

Directiva 91/156/CEE del Consejo de 18/03/1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE relativa a los residuos. DOCE núm. L 078, 26/03/1991, p. 0032.

Directiva 91/271/CEE del Consejo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. DOCE núm. L 375, 31/12/1991.

Directiva 98/83/CEE del Consejo, de 3 de noviembre, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. DOCE núm. L 330, 03/11/1998, p. 32.

Directiva 1999/31/CEE del Consejo de 26/04/1999, relativa al vertido de residuos. DOCE núm. L 182, 16/07/1999.

Directiva 2000/76/CEE del Parlamento y el Consejo Europeos de 04/12/2000 relativa a la incineración de residuos.

P. Dubinský, P. Juriš, D.J. Moncol. Environmental Protection Against the Spread of Pathogenic Agents of Diseases Through the Wastes of Animal Production in the Slovak Republic. Parasitological Institute SAS, Slovak Republic. Harlequin Ltd. (2000)

W.H. Duda. Manual Tecnológico del Cemento. Editores Técnicos Asociados. (1977)

Editorial. Sustainable processes thorough LCA, process integration and optimal design. Resources, Conservation and Recycling 50 (2007) 115-121.

Editorial. Waste treatment to improve recycling and minimise environmental impact. Resources, Conservation and Recycling 54 (2010) 267-270

X. Elías. Reciclaje de residuos Industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora. Díaz de Santos. (2009)

European Commission. Disposal land recycling routes for sewage sludge. DG Environment-B/2. Synthesis report (2002)

European Communities. Working document: on sludge 3rd Draft (2000)

European Communities. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction (2001)

European Communities. Working document: Biological treatment of Biowaste 2nd Draft (2001)

M. Fang, J.W.C. Wong, K.K. Ma, M.H. Wong. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. Bioresour. Technol. 67 (1999) 19–24.

F.G. Feachem, D.J. Bradley, J. Garelick, D.D. Mara. Sanitation and disease. Health aspects of excreta and wastewater management. Wiley, World Bank Publication (1983)

- G.D. Feo, C. Malvano. The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Management* 29 (2009) 1901-1915.
- F. Olmo, E. Chacon, A. Irabien. Influence of lead, zinc, iron and chromium oxides on the setting time and strength development of Portland cement. *Cement and Concrete Research* 31 (2001) 1213–1219
- M. Franz. Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). *Waste Management* 28 (2008) 1809-1818
- A. Fuentes, M. Lloréns, J. Sáez, M.I. Aguilar, A. Belén, B. Pérez-Marín, J.F. Ortuño, V.F. Meseguer. Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. *Environmental Pollution* 134 (2006) 355–360.
- D. Fytili, A. Zabaniotou. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12 (2008) 116-140.
- C. Gantzer, P. Gaspard, L. Galvez, A. Huyard, N. Dumouthier, J. Schwartzbrod. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Resources* 35 (2001) 3763–3770.
- M.R. Giraldi. Evaluación del potencial de mitigación de gases de efecto invernadero en la gestión de residuos. Tesis Doctoral (2010)
- M. Girovich. Method for treatment of sewage sludge and the like. US Pt. 5.435.923 (1995)
- C. G. Golueke, L.F. Diaz. Compostability of lime-flocculated sewage sludge. *Environment International* 4 (1980) 351-356.
- J. B. Guinée. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers (2001)
- P. Guzmán. La sustitución de combustibles fósiles en el sector cementero. Oportunidad para reducir el vertido de residuos. *Cemento Hormigón* 936 (2010) 44-46.
- K. Hara, T. Mino. Environmental assessment of sewage sludge recycling options and treatment processes in Tokyo. *Waste Management* 28 (2008) 2645-2652
- G. Hoffmann, D. Schingnitz, B. Bilitewski. Comparing different methods of analysing sewage sludge, dewatered sewage sludge and sewage sludge ash. *Desalination* 250 (2010) 399-403
- J.Hong, M. Otaki, O.Jolliet. Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Management* 29 (2009) 696-703
- J. Hong, X. Li. Environmental assessment of sewage sludge as secondary raw material in cement production – A case study in China. *Waste Management* 31 (2011) 1364-1371
- X. H. Zhang, S.Deng, J. Wu, W. Jiang. A sustainability analysis of a municipal sewage treatment ecosystem based on energy. *Ecological Engineering* 36 (2010) 685-696
- M. Horttanainen, J. Kaikko, R. Bergman, M. Pasila-Lehtinen, J. Nerg. Performance analysis of power generating sludge combustion plant and comparison against other sludge treatment technologies. *Applied Thermal Engineering* 30 (2010) 110-118

- A. Hospido, M.T. Moreira, M. Martín, M. Rigola, G. Feijoo. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes. *International Journal on LCA* 10 (2004) 336-345
- L. Houdková, J. Boráň, V. Ucekaj, T. Elsäßer, P. Stehlík. Thermal processing of sewage sludge – II. *Applied Thermal Engineering* 28 (2008) 2083-2088.
- G. Houillon, O Jolliet. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production* 13 (2005) 287-299.
- P. Hsiau, S. Lo, Characteristics of four alkaline biosolids produced from sewage sludge, *Resources, Conservation and Recycling* 21 (1997) 185–197.
- H. Kh. Ahmed, H. A. Fawy, E.S. Abdel-Hady. Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. *Agriculture and biology journal of North America* 1 (2010) 1044-1049
- IDAE, Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. Guía Técnica para la medida y determinación del calor útil, de la electricidad y del ahorro de energía primaria de cogeneración de alta eficiencia. Instituto para la diversificación y el ahorro de la energía (2008)
- INSHT. NTP 597. Plantas de compostaje para el tratamiento de residuos: riesgos higiénicos.
- INSHT. NTP 320: Umbrales olfativos y seguridad de sustancias química peligrosas.
- INSHT. Límites de Exposición Profesional Para Agentes Químicos en España (2009)
- IPPC. Reference Document on Best Available Techniques (BREF) in the Cement and Lime Manufacturing Industries. European Comission (2001)
- IPPC. Draft Reference Document on Best Available Techiques (BREF) in the Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries. European Comission (2009)
- ISO 6579:2002. Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the detection of Salmonella spp.
- ISO 4833:2003. Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the enumeration of microorganisms - Colony-count technique at 30 degrees C.
- ISO 6888:2003. Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the enumeration of coagulase-positive staphylococci (*Staphylococcus aureus* and other species).
- ISO 21528-2:2004. Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal methods for the detection and enumeration of Enterobacteriaceae - Part 2: Colony-count method.
- ISO 7251:2005. Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the detection and enumeration of presumptive *Escherichia coli* - Most probable number technique.
- J.P.S. Sidhu, S.G. Toze. Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review. *Environment International* 35 (2009) 187–201.
- A.N. Jensen, A. Dalsgaard, A. Stockmarr, E.M. Nielsen, D.L. Baggesen. Survival and transmission of *Salmonella enterica* Serovar typhimurium in an Outdoor Organic Pig farming Environment. *Applied Environmental Microbiology* 72 (2006) 1833–1842.

- K. Johansson, M. Perzon, M. Fröling, A. Mossakowska, M. Svanström. Sewage sludge handling with phosphorus utilization – life cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production* 16 (2008) 135-151.
- U. Kääntee, R. Zevenhoven, R. Backman, M. Hupa. Cement manufacturing using alternative fuels and the advantages of process modelling. *Fuel Processing Technology* 85 (2004) 293–301.
- K. Eung-Ho, J.K. Cho, S. Yim. Digested sewage sludge solidification by converter slag for landfill cover. *Chemosphere* 59 (2005) 387-395.
- Y. Kim, W. Parker. A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil. *Bioresource Technology* 99 (2008) 1409-1416.
- N. L. Lang, S. R. Smith. Time and temperature inactivation kinetics of enteric bacteria relevant to sewage sludge treatment processes for agricultural use. *Water Research* 42 (2008) 2229-2241
- J. Lederer, H. Rechberger. Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. *Waste Management* 30 (2010) 1043-1056.
- D.J. Lee, J.H. Tay, Y.T. Hung, P.J. He. Introduction to sludge treatment. *Handbook of Environmental Engineering, Vol. 3: Physicochemical Treatment Process* (2005) 667-703
- A. Léonard, P. Vandevenne, T. Salmon, P. Marchot, M. Crine. Wastewater sludge convective drying: influence of sludge origin. *Environmental Technology* 25 (2004) 1051–1057.
- A. Léonard, S. Blacher, P. Marchot, J.P. Pirard, M. Crine. Convective drying of wastewater sludges: influence of air temperature, superficial velocity and humidity on the kinetics. *Drying Technology* 23 (2005) 1667–1679.
- L. Levesque. *Traitement des Boues de Stations de Productions d'Eau Potable. Etude de Synthèse*. Office International de l'Eau (1981)
- Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos. BOE núm. 96, 22/04/1998, p. 13372.
- Li XD, Poon CS, Sun H, Lo IMC, Kirk DW. Heavy metals, speciation and leaching behaviors in cement based solidified/stabilized waste materials. *Journal of Hazardous Materials* 82 (2001) 215–230.
- K.L. Lin, T.K.Y. Chiang, C.Y. Lin, Hydration characteristics of waste sludge ash that is reused in eco-cement clinkers, *Cement and Concrete Research* 35 (2005) 1074– 1081.
- K.L Lin, C.Y. Lin. Hydration characteristics of waste sludge ash utilized as raw cement material. *Cement and Concrete Research* 35 (2005) 1999–2007.
- T.J. Logan, B.J. Harrison. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro soil) and their effects on soil physical properties. *Journal of Environmental Quality* 24 (1995) 153–164.
- M. L. López-Díaz, M.R. Mosquera-Losada, A. Rigueiro-Rodríguez. Lime. Sewage sludge and mineral fertilization in a silvopastoral system developed in very acid soils. *Agroforest Systems* 70 (2007) 91-101
- M. Lundin, M. Olofsson, G.J. Pettersson, H. Zetterlund. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling* 41 (2004) 255-278

- D. Marani, R. Ramadori, V. Renzi, C.M. Braguglia, A.C. Di Pinto. Improving STP performance by lime addition. *Earth and Environmental Sciences* 43 (2005) 215-226
- Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Mc Graw- Hill (2003).
- M. Mahamud, A. Gutierrez, H. Sastre. Biosolids management in Spain. A case study. *Waste Management* 17 (1997) 463-472
- O. Malliou, M. Katsioti, A. Georgiadis, A. Katsiri. Properties of stabilized/solidified admixtures of cement and sewage sludge. *Cement and Concrete Composites* 29 (2007) 55-61
- G. Marando, P. Jiménez, A. Hereter, M. Julià, M. Ginovart, M. Bonmatí. Effects of thermally dried and composted sewage sludges on the fertility of residual soils from limestone quarries. *Applied Soil Ecology* 49 (2011) 234-241
- T. A. Marcinkowski. Effect of alkalization process on changes in the chemical composition of secondary sludge. *Environment Protection Engineering* 36 (2010) 153-160
- M.T.E. Smith, R.J. Smernik, G. Merrington, M. Tibbett. Changes in sewage sludge carbon forms along a treatment stream. *Chemosphere* 72 (2008) 981-985
- H. Mattenberger, G. Fraissler, T. Brunner, P. Herk, L. Hermann, I. Obernberger. Sewage sludge ash to phosphorus fertiliser: Variables influencing heavy metal removal during thermochemical treatment. *Waste Management* 28 (2008) 2709-2722
- M.J. McFarland. *Biosolids Engineering*. McGraw-Hill (2000).
- J.M. Mendez, B.E. Jimenez, J.A. Barrios. Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. *Water Science and Technology* 46 (2002) 139-146.
- J.M. Méndez-Contreras, J. Atenodoro, F.A. Champi3n, N.A. Vallejo-Cantú, Alvarado-Lassman. Inactivation of high concentration of pathogens in land-applied food industry sludge. *Water SA* 35 (2009) 371-377
- I. Merino, L.F. Ar3valo, F. Romero, Preparation and characterization of ceramic products by thermal treatment of sewage sludge ashes mixed with different additives. *Waste Management* 27 (2007) 1829-1844
- A. Midilli, M. Dogru, C.R. Howarth, M.J. Ling, T. Ayhan. Combustible gas production from sewage sludge with a downdraft gasifier. *Energy Conversion and Management* 42 (2001) 157-172
- M.B. Cadiergues, A. Maul, A. Huyard, S. Capizzi, L. Schwartzbrod. The effect of liming on the microbiological quality of urban sludge. *Water Science and Technology* 43 (2001) 195-200
- J. Monz3, J. Paya, M.V. Borrachero, I. Girbes. Reuse of sewage sludge ashes (SSA) in cement mortars. *Waste Management* 23 (2003) 73-81.
- A. Mountouris, E. Voutsas, D. Tassios. Plasma gasification of sewage sludge: Process development and energy optimization. *Energy Conversion and Management* 49 (2008) 2264-2271
- K.J. Mun. Development and tests of lightweight aggregate using sewage sludge for nonstructural concrete. *Construction and Building Materials* 21 (2007) 1583-1588
- I. Mu3oz, J. Rieradevall, X. Dom3nech, Ll. Milà. LCA Application to Integrated Waste Management Planning in Guipuzkoa (Spain). *International Journal on LCA* 9 (2004) 272-280.

- F. Muñoz, J. Gallardo, D. Apraiz. Caracterización de fangos de depuración en la provincia de Alicante. *Residuos* 38 (1997) 23-28.
- E. Neyens, J. Baeyens, C. Creemers. Alkaline thermal sludge hydrolysis. *Journal of Hazardous Materials* 97 (2003) 295–314
- E. Neyens, J. Baeyens, R. Dewil, B.De Heyder. Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of Hazardous Materials* 106 (2004) 83–92
- J.M. North. An evaluation of methods for quantifying lime incorporation into mechanically dewatered sludge. M.S. Thesis (2003)
- J.M. North, J.G. Becker, E.A. Seagren, A.M. Asce, M. Ramirez. Methods for Quantifying Lime Incorporation into Dewatered Sludge I: Bench-Scale Evaluation. *Journal of Environmental Engineering* 750 (2008) 134-139
- OHL. Informe anual del grupo OHL. 2008.
- T. Ohm, J.S. Chae, J.E. Kim, H.K. Kim, S.H. Moon. A study on the dewatering of industrial waste sludge by fry-drying technology. *Journal of Hazardous Materials* 168 (2009) 445-450.
- Orden ITC/3801/2008, de 26 de diciembre, por la que se revisan las tarifas eléctricas a partir de 1 de enero de 2009. BOE núm. 315, 31/12/2008.
- A. Pathak, M.G. Dastidar, T.R. Sreekrishnan. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review. *Journal of Environmental Management* 90 (2009) 2343-2353
- I. Plachá, J. Venglovský, Z. Maková, J. Martínéz. The elimination of *Salmonella typhimurium* in sewage sludge by aerobic mesophilic stabilization and lime hydrated stabilization. *Bioresource Technology* 99 (2008) 4269-4274.
- M. Pavlas, M. Touš, L. Bébar, P. Stehlík. Waste to energy –an evaluation of the environmental impact. *Applied Thermal Engineering* 30 (2010) 2326–2332.
- M. Pavlas, M. Touš, P. Klimek, L. Bébar. Waste incineration with production of clean and reliable energy. *Clean Technologies and Environmental Policy* 13 (2011) 595-605
- C. A. Peregrina, D. Lecomte, P. Arlabosse, V. Rudolph. Life Cycle Assessment (LCA) Applied to the Design of an Innovative Drying Process for Sewage Sludge. *Process Safety and Environmental Protection* 84 (2006) 270-279
- C. Peregrina, V. Rudolph, D.Lecomte, P. Arlabosse. Immersion frying for the thermal drying of sewage sludge: An economic assessment. *Journal of Environmental Management* 86 (2008) 246-261
- N. Pineda, O. Jorba; J. Jorge; J.M. Baldasano. Using NOAA AVHRR and SPOT VGT data to estimate surface parameters: application to a mesoscale meteorological model. *International Journal on Remote Sensing* 25 (2004) 129–143.
- Plan Nacional de Fangos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001 - 2006. BOE núm. 166, 12/07/2001.
- Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) 2008 - 2015.

Pré Consultants. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report (2000)

C.S. Poon, M. Boost. The stabilization of sewage sludge by pulverized fuel ash and related materials. *Environment International* 22 (1996) 705-710

J.H. Potgieter, S.S. Potgieter, S.J. Moja, A. Mulaba-Bafubiandi. An empirical study of factors influencing previous term/next term slaking. Part I: Production and storage conditions. *Minerals Engineering* 15 (2002) 201–203

W.A. Ramírez, X. Domenec, O. Ortiz, J.M. Alcañiz, Toxic effects of digested, composted and thermally-dried sewage sludge on three plants. *Bioresource Technology* 99 (2008) 7168-7175

RD 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los fangos de depuración en el sector agrario. BOE núm. 262, de 01/11/1990, p. 32339.

RD 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. BOE núm. 213, 30/12/1995, p. 37517.

RD 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. BOE núm. 61, 11/03/1996, p. 9734.

RD 1164/2001, de 26 de diciembre, por el que se establecen tarifas de acceso a las redes de transporte y distribución de energía eléctrica. BOE núm. 268, 26/10/2001.

RD 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE núm. 25, 29/01/2002, p. 3507.

RD 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono. BOE núm. 260, 30/10/2002, p. 38020.

RD 1797/2003, de 26 de diciembre, por el que se aprueba la Instrucción para la recepción de cementos (RC-03). BOE núm. 14, 16/01/2004, p.1730.

RD 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial. BOE núm. 126, 26/05/2007, p. 22846.

R. Reif, A. Santos, S.J. Judd, J.M. Lema, F. Omil. Occurrence and fate of pharmaceutical and personal care products in a sewage treatment Works. *Journal of Environmental Monitoring* 13 (2011) 137-144

S. Renou, J.S. Thomasa, E. Aoustina, M.N. Pons. Influence of impact assesement methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production* 16 (2008) 1098-1105.

M. Romdhana, D. Lecomte, B. Ladevie, C. Sablayrolles. Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge. *Process Safety and Environmental Protection* 87 (2009) 377-386.

J.I. Routh, D.P. Eyman, D.J. Burton. *General Organic and Biochemistry*. W.B. Saunders Co. (1976)

J. Rovira, M. Mari, M. Nadal, M. Schuhmacher, J.L. Domingo. Use of sewage sludge as secondary fuel in a cement plant: human health risks. *Environment International* 37 (2011) 105-111

- K.S Sajwan, S Paramasivam, A.K Alva, D.C Adriano, P.S Hooda. Assessing the feasibility of land application of fly ash, sewage sludge and their mixtures. *Advances in Environmental Research* 8 (2003) 77-91
- N. K. Salihoglu, V. Pinarli, G. Salihoglu. Solar drying in sludge management in Turkey. *Renewable Energy* 32 (2007) 1661-1675
- P. Samaras, C.A. Papadimitriou, I. Haritou, A.I. Zouboulis. Investigation of sewage sludge stabilization potential by the addition of fly ash and lime. *Journal of Hazardous Materials* 154 (2008) 1052-1059
- M.A. Sánchez-Monedero, C. Mondini, M. de Nobili, L. Leita, A. Roig. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management* 24 (2004) 352-332.
- A. Shakoor, T.P. Wilson. Characterization of lime sludge for engineering applications. *Waste Management* 13 (1993) 55–63.
- H. Shi, Y. Zhao, W. Li. Effects of temperature on the previous hydration characteristics of free lime. *Cement and Concrete Research* 32 (2002) 789–793.
- D. Schowanek, R. Carr, H. David, P. Douben, J. Hall, H. Kirchmann, L. Patria, P. Sequi, S. Smith, S. Webb. A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture—Conceptual Framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 40 (2004) 227-251
- R.P. Singh, M. Agrawal. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management* 28 (2008) 347-358.
- Ian M. Ritchie, Xu Bing-An. The kinetics of lime slaking. *Hydrometallurgy* 23 (1990) 377-396
- H. Shi, Y. Zhao, W. Li. Effects of temperature on the hydration characteristics of free lime. *Cement and Concrete Research* 32 (2002) 789-793.
- S. R. Smith. Are controls on organic contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture?. *Progress in Environmental Science* 2 (2000) 129-146.
- K.M. Smith, G.D. Fowler, S. Pullket, N.J.D. Graham. Sewage sludge-based adsorbents: A review of their production, properties and use in water treatment applications. *Water Research* 43 (2009) 2569-2594.
- K.A Smith, L.E. Goins, T.J. Logan. Effect of calcium oxide dose on thermal reactions, lime speciation, and physical properties of alkaline stabilized biosolids. *Water Environment Research*. 702 (1998) 224–230.
- C. Snyder. The dirty work of promoting “recycling” of America’s sewage sludge. *International Journal of Occupational Environmental Health* 11 (2005) 415–427.
- T.W.G. Solomons. *Química organica*. Limusa. (1976).
- U. Song, E.J. Lee. Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. *Resources, Conservation and Recycling* 54 (2010) 1109-1116

- X. Sort, J.M. Alcañiz. Incidència de l'aplicació de fangs de depuradora en la reducció de l'erosió en sòls degradats. III Congrés Nacional ICEA Agricultura i Qualitat Ambiental a Catalunya, Institució Catalana d'Estudis Agraris, Barcelona. (1994)
- L. Spinosa. From sludge to resources through biosolids. *Water Science and Technology* 50 (2004) 1–9.
- P. Stasta, J. Boran, L. Bebar, P. Stehlik and J. Oral. Thermal processing of sewage sludge. *Applied Thermal Engineering* 26 (2006) 1420–1426.
- R. S. Corrêa, R.E. White, A.J. Weatherley. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behavior in two soils. *Waste Management* 26 (2006) 614-619
- Y.J. Suh, P. Rousseaux. An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling* 35 (2002) 191–200
- R.L. Swanson, M.L. Bortman, T.P. O'Connor, H.M. Stanford. Science, policy and the management of sewage materials. The New York City experience. *Marine Pollution Bulletin* 49 (2004) 679-687
- M.S. Switzenbaum, L.H. Moss, E. Epstein, A.B. Pincince, J.F. Donovan. Defining biosolids stability. *Journal of Environmental Engineering* 123 (1997) 1178–1184.
- M.S. Switzenbaum, L.H. Moss, E. Epstein, A.B. Pincince, J.F. Donovan. Sludge stability assessment methods. *Proceedings: Biosolids Management in the 21st Century*, National Science Foundation and Dept. of Civil and Environmental Engineering, Univ. of Maryland, College Park, Md. (2000) 77–82.
- H.F.W. Taylor. *Cement Chemistry*. Academic Press. (1990)
- T.K. Graczyk, M. Kacprzak, E. Neczaj, L. Tamang, H. Graczyk, F.E. Lucy, A.S. Girouard. Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in sewage sludge and solid waste landfill leachate and quantitative comparative analysis of sanitization treatments on pathogen inactivation. *Environmental Research* 106 (2008) 27-33
- S.M. Tiquia, J.H.C. Wan, N.F.Y. Tam. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. *Compost Science and Utilization*.10 (2002) 150–161
- M. Touš, L. Bébar, L. Houdkova, M. Pavlas, P. Stehlik. Waste-to-energy (W2E) software – a support tool for decision making process. *Chemical Engineering Transactions* 18 (2009) 971–976
- D. B. Turner. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: Second Edition*. Lewis Publishers (1994)
- I.S. Turovskiy, P.K. Mathai. *Wastewater Sludge Processing*. Wiley-Interscience (2006)
- Ullmann's *Encyclopedia of Industrial Chemistry: Electronic Release* (2007)
- UNE 77216:1995. Emisiones de fuentes estacionarias. Determinación de la concentración máscica de dióxido de azufre. Método del peróxido de hidrógeno/perclorato de bario/torina.
- UNE-EN 1911:1998. Emisiones de fuentes estacionarias. Determinación de la concentración máscica de cloruros gaseosos expresados como HCl. Método normalizado de referencia.

UNE-EN 1991-1:1998. Emisiones de fuentes estacionarias. Método manual de determinación de HCl. Parte 1: muestreo de gases.

UNE 77225:2000. Emisiones de fuentes estacionarias. Medidas de velocidad y caudal volumétrico de corrientes de gases en conductos.

UNE-EN 13211.:2001. Calidad del aire. Emisiones de fuentes estacionarias. Método manual de determinación de la concentración de mercurio total.

UNE-EN 459-2:2002. Cales para la construcción. Parte 2: Métodos de ensayo.

UNE-EN 13284-1:2002. Emisiones de fuentes estacionarias. Determinación de partículas a baja concentración. Parte 1: Método gravimétrico manual.

UNE-EN 14385:2004. Emisiones de fuentes estacionarias. Determinación de la emisión total de As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl y V.

UNE-EN ISO 14040. Gestión Ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia. AENOR (2006)

UNE-EN ISO 14044. Gestión Ambiental. Análisis de ciclo de vida. Requisitos y directrices. AENOR (2006)

UNE-EN 14790:2006. Emisiones de fuentes estacionarias. Determinación del vapor de agua en conductos.

US EPA. Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. EPA/625/1-79/011. (1979)

US EPA. Lime stabilization and ultimate disposal of municipal wastewater sludges EPA/600/2-81/076 (NTIS PB81198160). (1981)

US EPA (1994) A Plain English Guide to the EPA, Part 503 Biosolids Rule. US EPA/832/R-93-003.

US EPA (1995) Process Design Manual, Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage. Office of Research and Development. US EPA/625/K-95/.

US EPA. Biosolids Technology Fact Sheets. (2000)

US EPA. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/ R-92/013. (2003)

US EPA. Emerging Technologies for Biosolids Management. 832-R-06-005. (2006)

US EPA. Method 13B - Total Fluoride (Specific Ion Electrode).

US EPA. Method 7C - NO_x - Colorimetric Method.

US EPA. Method 25A - Gaseous Organic Concentration (Flame Ionization)

C.A. Valderrama. Micro-Pollutants remediation from soil and groundwater by In-situ treatment technologies. Tesis Doctoral (2007)

S. Valls, E. Vazquez. Stabilization/Solidification of sewage sludges with Portland cement. Cement and Concrete Research 30 (2000) 1671–1678.

S. Valls, E. Vazquez. Accelerated carbonation of sewage sludge–cement–sand mortars and its environmental impact. Cement Concrete Research 31 (2001) 1271–1276.

- S. Valls, E. Vazquez. Leaching properties of stabilized/solidified cement admixtures – sewage sludges systems. *Waste Management* 22 (2002) 37–45.
- S. Valls, A. Yagüe, E. Vázquez, C. Mariscal. Physical and mechanical properties of concrete with added dry sludge from a sewage treatment plant. *Cement and Concrete Research* 34 (2004) 2203-2208
- P.A. Vesilind, G.C. Hartman, E.T. Skene. *Sludge Management & Disposal for the practicing engineer*. Lewis Publishers (1986)
- I. Walter, F. Martinez, V. Cala. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environment Pollution* 139 (2006) 507–514
- R. W. Schneiter. Lime stabilization and land disposal of cold region wastewater lagoon sludge. *Environment International* 7 (1982) 207-213.
- J. Wang. Application of radiation technology to sewage sludge processing: A review. *Journal of Hazardous Materials* 143 (2007) 2-7.
- X. Wang, Y. Jin, Z. Wang, Rasool Bux Mahar, Yongfeng Nie. A research on sintering characteristics and mechanisms of dried sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 160 (2008) 489-494
- Y.S. Wei, Y.B. Fan, M.J. Wang. A cost analysis of sewage sludge composting for small and mid-scale municipal wastewater treatment plants. *Resources, Conservation and Recycling* 33 (2001) 203-216
- S. Werle, R.K. Wilk. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. *Renewable Energy* 35 (2010) 1914-1919
- J. Werther, T. Ogada. Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science* 25 (1999) 55-116.
- M. Wittmaier, S. Langer, B. Sawilla. Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization Systems – Applied examples for a región in Northern Germany. *Waste Management* 29 (2009) 1732-1738.
- J.W.C. Wong, M. Fang, G.X. Li, M.H. Wong. Feasibility of co-composting coal ash residues with sewage sludge. *Environmental Technology*. 18 (1997) 563–567.
- J.W.C. Wong, D.C. Su. The growth of *Agropyron elongatum* in an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge. *Bioresources Technology* 59 (1997) 57–62.
- J. W. C. Wong, M. Fang, R.F. Jiang. Persistency of bacterial indicators in biosolids stabilization with coal fly ash and lime. *Water Environment Research* 73 (2001) 607–611.
- J.W.C. Wong, A. Selvam. Speciation of heavy metals during co-composting of sewage sludge with lime. *Chemosphere* 63 (2006) 980–986.
- J.W.C. Wong, M. Fang. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Water Resources* 34 (2000) 3691–3698
- B.A. Xu, D.E. Giles, I.M. Ritchie, Reactions of previous term lime with carbonate containing solution. *Hydrometallurgy* 48 (1998) 205–224.

- T. Yanagida, S. Fujimoto, T. Minowa. Application of the severity parameter for predicting viscosity during hydrothermal processing of dewatered sewage sludge for a commercial PFBC plant. *Bioresource Technology* 101 (2010) 2043-2045.
- C. Yang, X.Z. Meng, L. Chen, S. Xia. Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge from Shanghai, China: Possible ecological risk applied to agricultural land. *Chemosphere* 85 (2011) 418-423.
- L. Yu, Q. Zhong. Preparation of adsorbents made from sewage sludges for adsorption of organic materials from wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 137 (2006) 359-366
- O.S. Zalygna, S.E. Barantseva. The use of excess activated sludge from municipal sewage treatment works in production of construction ceramics. *Glass and Ceramics* 55 (1998) 164-167
- A. Zabaniotou, C. Theofilou. Green energy at cement kiln in Cyprus—Use of sewage sludge as a conventional fuel substitute. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12 (2008) 531-541
- S. Zschiesche. Combustibles alternativos: dónde obtenerlos y cómo utilizarlos. *Cemento Hormigón* 936 (2010) 30-34
- A.A. Zorpas, T. Constantinides, A.G. Vlyssides, I. Haralambous, M. Loizidou. Heavy metal uptake by natural zeolite and metals partitioning in sewage sludge compost. *Bioresources Technology* 72 (2000) 113–119

Asociación Española de Cogeneración (ACOGEN)	http://www.acogen.org/ (última consulta 17.01.2012)
Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR)	http://www.aenor.es (última consulta 17.01.2012)
Agència Catalana de l'Aigüa (ACA)	http://aca-web.gencat.cat (última consulta 12.12.2011)
Agència Catalana de Residus (ACR)	http://www20.gencat.cat/portal/site/arc/ (última consulta 12.12.2011)
Auma Consultores en Medio Ambiente y Energía	www.auma.es última consulta 12.12.2011)
Banco de España (BDE)	www.bde.es. (última consulta 17.01.2012)
Banesto	https://www.banesto.es (última consulta 17.01.2012)
Bloomberg	http://www.bloomberg.com/ (última consulta 17.01.2012)
Boletín Oficial del Estado (BOE)	http://www.boe.es/ (última consulta 17.01.2012)
Buscador de legislación Westlaw	www.westlaw.es (última consulta 12.12.2011)
Cales de Pachs, S.A.	www.calespachs.com (última consulta 12.12.2011)
Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF-UAB)	www.creaf.uab.es (última consulta 12.12.2011)
Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial. MCI	www.cdti.es (última consulta 12.12.2011)
Congreso Nacional de Medio Ambiente (CONAMA 10)	www.conama10.es (última consulta 12.12.2011)
Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (DOGC)	http://www.gencat.cat/dogc/ (última consulta 17.01.2012)
Ecoinvent Database	www.ecoinvent.org (última consulta 12.12.2011)
European Cement Association	www.cembureau.be (última consulta 12.12.2011)
Eurostat (European Commission)	http://epp.eurostat.ec.europa.eu (última consulta 17.01.2012)
García Munté Energía	www.garciamunte.com (última consulta 17.01.2012)
GE Jenbacher	www.jenbacher.com (última consulta 12.12.2011)
GMF Gouda	http://www.gmfgouda.com (última consulta 17.01.2012)
Grup Ciments Molins	www.cemolins.es (última consulta 12.12.2011)
Grupo Agbar	www.agbar.es (última consulta 12.12.2011)
Grupo HERA	www.heraholding.com (última consulta 12.12.2011)
Grupo OHL	http://www.ohl.es/ (última consulta 17.01.2012)

Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE)	http://www.idae.es/ (última consulta 17.01.2012)
Instituto Nacional para Salud e Higiene en el Trabajo	http://www.insht.es (última consulta 17.01.2012)
Instituto Torroja de Ciencias de la Construcción	www.ietcc.csic.es (última consulta 12.12.2011)
Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)	www.ipcc.ch (última consulta 12.12.2011)
Komline-Sanderson	http://www.komline.com/ (última consulta 17.01.2012)
Laboratori de l'Entiat Metropolitana - AMB	http://www.amb.cat/web/emma/Laboratori_analisi (última consulta 17.01.2012)
Lantec Products, Inc.	www.lantecp.com (última consulta 12.12.2011)
Ministerio de Economía y Hacienda (MEH)	http://www.meh.es/es-ES/Paginas/Home.aspx (última consulta 17.01.2012)
National lime association fact sheet. Using lime to stabilize biosolids	www.lime.org (última consulta 12.12.2011)
Office for National Statistics (UK)	http://ons.gov.uk/ons/index.html (última consulta 17.01.2012)
Point Carbon	http://www.pointcarbon.com/ (última consulta 17.01.2012)
Pré Consultants	www.pre.nl (última consulta 12.12.2011)
Proyecto Sostaqua	www.sostaqua.com (última consulta 12.12.2011)
Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR).	www.prtr-es.es (última consulta 12.12.2011)
Servei Meteorològic de Catalunya	www.meteo.cat (última consulta 12.12.2011)
Tecnum	www.tecnum.es (última consulta 12.12.2011)
Tractament Metropolità de Fangs, S.L. (Metrofang).	www.metrofang.com (última consulta 12.12.2011)
US Environmental Protection Agency (USEPA).	www.epa.gov (última consulta 12.12.2011)
Vanderbroek International	http://www.vadeb.com/ (última consulta 17.01.2012)
Veolia	www.veoliawaterst.es (última consulta 17.01.2012)
Vía Michelin	www.viamichelin.es (última consulta 12.12.2011)
VOMM	www.vomm.it/ (última consulta 12.12.2011)
Wärtsilä	www.wartsila.com (última consulta 12.12.2011)
World Bank	http://www.worldbank.org/ (última consulta 17.01.2012)
Yunirisk	www.yunirisk.com (última consulta 12.12.2011)

8. GLOSARIO

ACA. Agència Catalana de l'Aigüa.

ACV. Análisis de Ciclo de Vida.

ARC. Agència de Residus de Catalunya.

ASTM. American Society for Testing and Materials.

CEIM. Confederación Empresarial de Madrid

CENAN. Centro Nacional de Alimentación y Nutrición.

CEOE. Confederación Española de Organizaciones Empresariales.

CDTI. Centro de Desarrollo Tecnológico Industrial.

CG. Cromatografía de Gases.

CNE. Comisión Nacional de Energía.

CONAMA. Congreso Nacional de Medio Ambiente.

DEM. Digital Elevation Model.

DIN. Deutsches Institut für Normung.

DGQA. Direcció General de Qualitat Ambiental.

DRX. Difracción de rayos-X

EAA. Espectrofotometría de Absorción Atómica.

ECC. European Communities.

ECD. Electron Capture Detector.

EDAR. Estación Depuradora de Aguas Residuales.

EDAX. Energy Dispersive Spectroscopy

EN. Normas EN. Normas armonizadas.

EPA. Environmental Protection Agency.

ETSEIB. Escola Tècnica Superior d'Enginyers Industrials de Barcelona.

FID. Flame Ionization Detector.

FRX. Fluorescencia de rayos X.

FTIR. Fourier transform infrared spectroscopy.

GEI. Gases de efecto invernadero.

h_c Coeficiente de convección [$W \cdot m^{-2} \cdot K^{-1}$],

H_{OG} . Altura de las unidades de transferencia.

HS. Headspace.

ICP. Inductively Coupled Plasma Spectrometer.

ICV. Inventario de Ciclo de Vida

IDAE. Instituto para la Diversificación y el Ahorro de Energía.

IQS. Institut Químic de Sarrià.

ISO. International Standards Organization.

JRC. Joint Research Centre.

k. Conductividad térmica del aire [$W \cdot K^{-1} \cdot m^{-1}$]

LTL. Lower Tolerance Level.

NIOSH. National Institute for Occupational Safety and Health.

N_{OG} . Número de unidades de transferencia.

Nu. Número de Nusselt.

PCI. Poder calorífico inferior [kJ/kg]

PCS Poder calorífico superior. [kJ/kg]

PM_{2,5}. Partículas de tamaño inferior a 2,5 micras.

PM₁₀. Partículas de tamaño inferior a 10 micras.

P&T. Purge and Trap.

Ra. Número de Rayleigh.

SEM. Scanning Electron Microscopy.

TD. Thermal Desorption.

TIR. Tasa Interna de Retorno.

UNE. Una Norma Española.

UPC. Universitat Politècnica de Catalunya.

USGS. U.S. Geological Survey.

UTL. Upper Tolerance Level.

VAN. Valor Actualizado Neto.

VDI. Verein Deutscher Ingenieure.

VLA-EC. Valor límite ambiental de exposición de corta duración.

VLA-ED. Valor límite ambiental de exposición diaria.

9. ANEXOS

ANEXO I – Inventarios para realización del ACV.....	255
ANEXO II – Reportaje Fotográfico.....	274

9.1 ANEXO I – INVENTARIOS PARA REALIZACIÓN DEL ACV

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Escenario de fabricación líneas antiguas (L3+L4+L5), nueva línea previsto (L6 previsto) y nueva línea observado 1er semestre 2011 (L6 observado).

Sistema		Producción de clínker
Origen		C. MOLINS
FECHA ULTIMA REVISIÓN		28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

Entrada (materiales)	L6 Observado	L6 previsto	L3+L4+L5	unidades
	Cantidad	Cantidad	Cantidad	
Caliza	= =	1,181	= =	kg/kgCLINKER
Arcilla	= =	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	= =	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	= =	0,013	= =	kg/kgCLINKER
NH4OH (deNox)	= =	7,29E-07	= =	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	1,39E-04	5,56E-04	m3/kgCLINKER

Entradas (energía)	Cantidad		unidades	
Electricidad	L6	L3,4,5		
-Trituración / Prehomo				
Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER	
Trituración caliza	1,49E-03	-	kWh/kgCLINKER	
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER	
Prehomo caliza	5,65E-04	-	kWh/kgCLINKER	
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER	
-Consumo eléctrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER	
-Molienda Coque	4,53E-03	-	kWh/kgCLINKER	
TOTAL Electricidad	6,94E-02	7,57E-02	kWh/kgCLINKER	
Combustibles				
Coque	9,0695E-02	8,5059E-02	1,0632E-01	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	= =	2,7108E-07	kg/kgCLINKER	
Gasoil (vehiculos)	= =	6,4124E-07	kg/kgCLINKER	
Carbon de Hulla	= =	5,6179E-09	kg/kgCLINKER	
Fuel (Ignición)	= =	1,6152E-09	kg/kgCLINKER	

Transportes				
Camión 25t		0,01772	0,01772	t-km
Camión 25t		0,00035	0,00035	t-km
Camión 25t		0,00014	0,00014	t-km
Camión 25t		0,00013	0,00013	t-km
Buque 40000 t	0,81625	0,76553	0,95692	t-km

Salidas - Residuos		Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero		8,00E-05	= =	kg/kgCLINKER
residuos a incineración		4,50E-05	= =	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire		Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,822616	0,7961	0,8560	kg/kgCLINKER
CO		1,0024E-03	= =	kg/kgCLINKER
N2O		1,8546E-03	= =	kg/kgCLINKER
NH3		1,5292E-05	= =	kg/kgCLINKER
COVs		9,4350E-06	= =	kg/kgCLINKER
NOx	1,2330E-03	7,7547E-04	1,5509E-03	kg/kgCLINKER
SO2	4,3516E-04	4,1492E-04	5,0600E-04	kg/kgCLINKER
PST	4,5900E-06	1,5000E-05	3,0000E-05	kg/kgCLINKER
Cd		5,8442E-09	= =	kg/kgCLINKER
As		1,1182E-08	= =	kg/kgCLINKER
Hg		2,6345E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cu		2,2385E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cr		1,0311E-08	= =	kg/kgCLINKER
Zn		2,9888E-08	= =	kg/kgCLINKER
Pb		4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni		1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas		2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB		4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno		8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno		2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER
Naftaleno		6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP		4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH		1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF		2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER
HCl		6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN		2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI		4,93922E-08	= =	kg/kgCLINKER
Sb		9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER

Co		2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn		3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V		4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT		6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Sustitución de fangos como combustible alternativo. 5% sustitución energética (24,8 gr fango fresco / kg clínker).

Sistema	Producción de clínker
Origen	C. MOLINS + ESTIMACIÓN PROPIA
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

L6 Previsto	sustituc. Fangos comb. Alt
	5%

Entrada (materiales)	Cantidad	Cantidad	unidades
Caliza	1,181	= =	kg/kgCLINKER
Arcilla	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	0,013	= =	kg/kgCLINKER
NH4OH (deNox)	7,29E-07	= =	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	= =	m3/kgCLINKER
NEUTRAL	-	-	

Entradas (energía)	Cantidad	Cantidad	unidades
Electricidad			
-Trituración / Prehomo			
Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Trituración caliza	1,49E-03	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo caliza	5,65E-04	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Consumo electrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda Coque	4,53E-03	4,30E-03	kWh/kgCLINKER
TOTAL Electricidad	6,81E-02	6,79E-02	kWh/kgCLINKER
	6,81E-02		

Combustibles			
Coque	8,5059E-02	8,0806E-02	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	2,7108E-07	= =	kg/kgCLINKER
Gasoil (vehiculos)	6,4124E-07	= =	kg/kgCLINKER
Carbon de Hulla	5,6179E-09	= =	kg/kgCLINKER
Fuel (Ignición)	1,6152E-09	= =	kg/kgCLINKER
FANGOS SECOS (10%)		8,8249E-03	kg/kgCLINKER
Transportes			
Camión 25t	0,01772	= =	t·km
Camión 25t	0,00035	= =	t·km
Camión 25t	0,00014	= =	t·km
Camión 25t	0,00013	= =	t·km
Buque 40000 t	0,76553	0,72726	t·km

Salidas - Residuos	Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero	8,00E-05	= =	kg/kgCLINKER
residuos a incineración	4,50E-05	= =	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire	Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,7961	0,7822	kg/kgCLINKER
CO2 FANGOS		0,0093	kg/kgCLINKER
CO2_TOTAL		0,7916	kg/kgCLINKER
CO	1,0024E-03	= =	kg/kgCLINKER
N2O	1,8546E-03	= =	kg/kgCLINKER
NH3	1,5292E-05	= =	kg/kgCLINKER
COVs	9,4350E-06	= =	kg/kgCLINKER
NOx	7,7547E-04	= =	kg/kgCLINKER
SO2	4,1492E-04	3,9417E-04	kg/kgCLINKER
PST	1,5000E-05	= =	kg/kgCLINKER
Cd	5,8442E-09	5,5539E-09	kg/kgCLINKER
As	1,1182E-08	= =	kg/kgCLINKER
Hg	2,6345E-08	2,5224E-08	kg/kgCLINKER
Cu	2,2385E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cr	1,0311E-08	= =	kg/kgCLINKER
Zn	2,9888E-08	= =	kg/kgCLINKER
Pb	4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni	1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas	2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB	4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno	8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno	2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER

Naftaleno	6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP	4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH	1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF	2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER
HCl	6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN	2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI	4,93922E-08	4,69226E-08	kg/kgCLINKER
Sb	9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER
Co	2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn	3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V	4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT	6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Sustitución de fangos como combustible alternativo. 10% sustitución energética (49,6 gr fango fresco / kg clínker).

Sistema	Producción de clínker
Origen	C. MOLINS + ESTIMACIÓN PROPIA
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

L6 Previsto	sustituc. Fangos comb. Alt
	10%

Entrada (materiales)	Cantidad	Cantidad	unidades
Caliza	1,181	= =	kg/kgCLINKER
Arcilla	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	0,013	= =	kg/kgCLINKER
NH4OH (deNox)	7,29E-07	= =	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	= =	m3/kgCLINKER
NEUTRAL	-	-	

Entradas (energía)	Cantidad	Cantidad	unidades
Electricidad			
-Trituración / Prehomo			

Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Trituración caliza	1,49E-03	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo caliza	5,65E-04	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Consumo electrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda Coque	4,53E-03	4,08E-03	kWh/kgCLINKER
TOTAL Electricidad	6,81E-02	6,77E-02	kWh/kgCLINKER
	6,81E-02		
Combustibles			
Coque	8,5059E-02	7,6553E-02	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	2,7108E-07	= =	kg/kgCLINKER
Gasoil (vehiculos)	6,4124E-07	= =	kg/kgCLINKER
Carbon de Hulla	5,6179E-09	= =	kg/kgCLINKER
Fuel (Ignición)	1,6152E-09	= =	kg/kgCLINKER
FANGOS SECOS (10%)		1,7650E-02	kg/kgCLINKER
Transportes			
Camión 25t	0,01772	= =	t·km
Camión 25t	0,00035	= =	t·km
Camión 25t	0,00014	= =	t·km
Camión 25t	0,00013	= =	t·km
Buque 40000 t	0,76553	0,68898	t·km

Salidas - Residuos	Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero	8,00E-05	= =	kg/kgCLINKER
residuos a incineración	4,50E-05	= =	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire	Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,7961	0,7684	kg/kgCLINKER
CO2 FANGOS		0,0186	kg/kgCLINKER
CO2_TOTAL		0,7870	kg/kgCLINKER
CO	1,0024E-03	= =	kg/kgCLINKER
N2O	1,8546E-03	= =	kg/kgCLINKER
NH3	1,5292E-05	= =	kg/kgCLINKER
COVs	9,4350E-06	= =	kg/kgCLINKER
NOx	7,7547E-04	= =	kg/kgCLINKER
SO2	4,1492E-04	3,7343E-04	kg/kgCLINKER
PST	1,5000E-05	= =	kg/kgCLINKER
Cd	5,8442E-09	5,2637E-09	kg/kgCLINKER
As	1,1182E-08	= =	kg/kgCLINKER
Hg	2,6345E-08	2,4103E-08	kg/kgCLINKER

Cu	2,2385E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cr	1,0311E-08	= =	kg/kgCLINKER
Zn	2,9888E-08	= =	kg/kgCLINKER
Pb	4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni	1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas	2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB	4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno	8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno	2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER
Naftaleno	6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP	4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH	1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF	2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER
HCl	6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN	2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI	4,93922E-08	4,4453E-08	kg/kgCLINKER
Sb	9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER
Co	2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn	3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V	4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT	6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Sustitución de fangos como combustible alternativo. 15% sustitución energética (74,46 gr fango fresco / kg clínker).

Sistema	Producción de clínker
Origen	C. MOLINS + ESTIMACIÓN PROPIA
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

L6 Previsto	sustituc. Fangos comb. Alt
	15%

Entrada (materiales)	Cantidad	Cantidad	unidades
Caliza	1,181	= =	kg/kgCLINKER
Arcilla	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	0,013	= =	kg/kgCLINKER
NH4OH (deNox)	7,29E-07	= =	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	= =	m3/kgCLINKER
NEUTRAL	-	-	

Entradas (energía)	Cantidad	Cantidad	unidades
Electricidad			
-Trituración / Prehomo			
Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Trituración caliza	1,49E-03	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo caliza	5,65E-04	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Consumo electrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda Coque	4,53E-03	3,85E-03	kWh/kgCLINKER
TOTAL Electricidad	6,81E-02	6,75E-02	kWh/kgCLINKER
	6,81E-02		
Combustibles			
Coque	8,5059E-02	7,2300E-02	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	2,7108E-07	= =	kg/kgCLINKER
Gasoil (vehiculos)	6,4124E-07	= =	kg/kgCLINKER

Carbon de Hulla	5,6179E-09	= =	kg/kgCLINKER
Fuel (Ignición)	1,6152E-09	= =	kg/kgCLINKER
FANGOS SECOS (10%)		2,6475E-02	kg/kgCLINKER
Transportes			
Camión 25t	0,01772	= =	t·km
Camión 25t	0,00035	= =	t·km
Camión 25t	0,00014	= =	t·km
Camión 25t	0,00013	= =	t·km
Buque 40000 t	0,76553	0,65070	t·km

Salidas - Residuos	Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero	8,00E-05	= =	kg/kgCLINKER
residuos a incineración	4,50E-05	= =	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire	Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,7961	0,7545	kg/kgCLINKER
CO2 FANGOS		0,0280	kg/kgCLINKER
CO2_TOTAL		0,7825	kg/kgCLINKER
CO	1,0024E-03	= =	kg/kgCLINKER
N2O	1,8546E-03	= =	kg/kgCLINKER
NH3	1,5292E-05	= =	kg/kgCLINKER
COVs	9,4350E-06	= =	kg/kgCLINKER
NOx	7,7547E-04	= =	kg/kgCLINKER
SO2	4,1492E-04	3,5268E-04	kg/kgCLINKER
PST	1,5000E-05	= =	kg/kgCLINKER
Cd	5,8442E-09	4,9735E-09	kg/kgCLINKER
As	1,1182E-08	= =	kg/kgCLINKER
Hg	2,6345E-08	2,2981E-08	kg/kgCLINKER
Cu	2,2385E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cr	1,0311E-08	= =	kg/kgCLINKER
Zn	2,9888E-08	= =	kg/kgCLINKER
Pb	4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni	1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas	2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB	4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno	8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno	2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER
Naftaleno	6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP	4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH	1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF	2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER

HCl	6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN	2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI	4,93922E-08	4,19834E-08	kg/kgCLINKER
Sb	9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER
Co	2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn	3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V	4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT	6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Sustitución de inertizado (Neutral) como materia prima alternativa en sustitución de caliza. (24,8 gr fango fresco / kg clínker).

Sistema	Producción de clínker
Origen	C. MOLINS + ESTIMACIÓN PROPIA
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

L6	sustituc. Neutral MP. Alt
	coherente sust. Fangos

Entrada (materiales)	Cantidad	Cantidad	unidades
Caliza	1,181	1,16E+00	kg/kgCLINKER
Arcilla	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	0,013	= =	kg/kgCLINKER
NH4OH (deNox)	7,29E-07	= =	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	= =	m3/kgCLINKER
NEUTRAL	-	1,97E-02	kg/kgCLINKER

Entradas (energía)	Cantidad	Cantidad	unidades
Electricidad			
-Trituración / Prehomo			
Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Trituración caliza	1,49E-03	1,47E-03	kWh/kgCLINKER
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER

Prehomo caliza	5,65E-04	5,57E-04	kWh/kgCLINKER
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Consumo electrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda Coque	4,53E-03	4,5162E-03	kWh/kgCLINKER
TOTAL Electricidad	6,81E-02	6,81E-02	kWh/kgCLINKER
Combustibles			
Coque	8,5059E-02	8,4808E-02	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	2,7108E-07	==	kg/kgCLINKER
Gasoil (vehiculos)	6,4124E-07	==	kg/kgCLINKER
Carbon de Hulla	5,6179E-09	==	kg/kgCLINKER
Fuel (Ignición)	1,6152E-09	==	kg/kgCLINKER
FANGOS SECOS (10%)	-	-	kg/kgCLINKER
Transportes			
Camión 25t	0,01772	1,75E-02	t-km
Camión 25t	0,00035	==	t-km
Camión 25t	0,00014	==	t-km
Camión 25t	0,00013	==	t-km
Buque 40000 t	0,76553	7,6327E-01	t-km

Salidas - Residuos	Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero	8,00E-05	==	kg/kgCLINKER
residuos a incineración	4,50E-05	==	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire	Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,7961	0,7895	kg/kgCLINKER
CO2 FANGOS		-	kg/kgCLINKER
CO2_TOTAL		0,7895	kg/kgCLINKER
CO	1,0024E-03	==	kg/kgCLINKER
N2O	1,8546E-03	==	kg/kgCLINKER
NH3	1,5292E-05	==	kg/kgCLINKER
COVs	9,4350E-06	==	kg/kgCLINKER
NOx	7,7547E-04	==	kg/kgCLINKER
SO2	4,1492E-04	4,1369E-04	kg/kgCLINKER
PST	1,5000E-05	==	kg/kgCLINKER
Cd	5,8442E-09	5,5526E-09	kg/kgCLINKER
As	1,1182E-08	==	kg/kgCLINKER
Hg	2,6345E-08	2,5392E-08	kg/kgCLINKER
Cu	2,2385E-08	==	kg/kgCLINKER
Cr	1,0311E-08	==	kg/kgCLINKER
Zn	2,9888E-08	==	kg/kgCLINKER

Pb	4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni	1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas	2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB	4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno	8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno	2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER
Naftaleno	6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP	4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH	1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF	2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER
HCl	6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN	2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI	4,93922E-08	4,69E-08	kg/kgCLINKER
Sb	9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER
Co	2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn	3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V	4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT	6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Sustitución de inertizado (Neutral) como materia prima alternativa en sustitución de caliza. (49,6 gr fango fresco / kg clínker).

Sistema	Producción de clínker
Origen	C. MOLINS + ESTIMACIÓN PROPIA
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

L6	sustituc. Neutral MP. Alt	4,96E-02
	coherente sust. Fangos	

Entrada (materiales)	Cantidad	Cantidad	unidades
Caliza	1,181	1,15E+00	kg/kgCLINKER
Arcilla	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	0,013	= =	kg/kgCLINKER

NH4OH (deNox)	7,29E-07	==	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	==	m3/kgCLINKER
NEUTRAL	-	3,94E-02	kg/kgCLINKER

Entradas (energía)	Cantidad	Cantidad	unidades
Electricidad			
-Trituración / Prehomo			
Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Trituración caliza	1,49E-03	1,45E-03	kWh/kgCLINKER
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo caliza	5,65E-04	5,49E-04	kWh/kgCLINKER
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Consumo electrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda Coque	4,53E-03	4,5028E-03	kWh/kgCLINKER
TOTAL Electricidad	6,814E-02	6,805E-02	kWh/kgCLINKER
Combustibles			
Coque	8,5059E-02	8,4556E-02	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	2,7108E-07	==	kg/kgCLINKER
Gasoil (vehiculos)	6,4124E-07	==	kg/kgCLINKER
Carbon de Hulla	5,6179E-09	==	kg/kgCLINKER
Fuel (Ignición)	1,6152E-09	==	kg/kgCLINKER
FANGOS SECOS (10%)	-	-	kg/kgCLINKER
Transportes			
Camión 25t	0,01772	1,72E-02	t·km
Camión 25t	0,00035	==	t·km
Camión 25t	0,00014	==	t·km
Camión 25t	0,00013	==	t·km
Buque 40000 t	0,76553	7,6100E-01	t·km

Salidas - Residuos	Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero	8,00E-05	==	kg/kgCLINKER
residuos a incineración	4,50E-05	==	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire	Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,7961	0,7829	kg/kgCLINKER
CO2 FANGOS		-	kg/kgCLINKER
CO2_TOTAL		0,7829	kg/kgCLINKER
CO	1,0024E-03	==	kg/kgCLINKER

N2O	1,8546E-03	= =	kg/kgCLINKER
NH3	1,5292E-05	= =	kg/kgCLINKER
COVs	9,4350E-06	= =	kg/kgCLINKER
NOx	7,7547E-04	= =	kg/kgCLINKER
SO2	4,1492E-04	4,1246E-04	kg/kgCLINKER
PST	1,5000E-05	= =	kg/kgCLINKER
Cd	5,8442E-09	5,2611E-09	kg/kgCLINKER
As	1,1182E-08	= =	kg/kgCLINKER
Hg	2,6345E-08	2,4440E-08	kg/kgCLINKER
Cu	2,2385E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cr	1,0311E-08	= =	kg/kgCLINKER
Zn	2,9888E-08	= =	kg/kgCLINKER
Pb	4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni	1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas	2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB	4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno	8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno	2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER
Naftaleno	6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP	4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH	1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF	2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER
HCl	6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN	2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI	4,93922E-08	4,45E-08	kg/kgCLINKER
Sb	9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER
Co	2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn	3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V	4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT	6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventarios para la fábrica de clínker portland.

Sustitución de inertizado (Neutral) como materia prima alternativa en sustitución de caliza. (74,46 gr fango fresco / kg clínker).

Sistema	Producción de clínker
Origen	C. MOLINS + ESTIMACIÓN PROPIA
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de clínker)

L6	sustituc. Neutral MP. Alt
	coherente sust. Fangos

Entrada (materiales)	Cantidad	Cantidad	unidades
Caliza	1,181	1,13E+00	kg/kgCLINKER
Arcilla	0,346	= =	kg/kgCLINKER
Corrector SiO2	0,069	= =	kg/kgCLINKER
Corrector Fe2O3	0,013	= =	kg/kgCLINKER
NH4OH (deNox)	7,29E-07	= =	m3/kgCLINKER
Agua (proceso -pozo)	1,39E-04	= =	m3/kgCLINKER
NEUTRAL	-	5,91E-02	kg/kgCLINKER

Entradas (energía)	Cantidad	Cantidad	unidades
Electricidad			
-Trituración / Prehomo			
Trituración arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Trituración caliza	1,49E-03	1,43E-03	kWh/kgCLINKER
Prehomo arcilla	5,63E-04	-	kWh/kgCLINKER
Prehomo caliza	5,65E-04	5,41E-04	kWh/kgCLINKER
-Molienda crudo	3,46E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Consumo electrico clinkerización	2,58E-02	-	kWh/kgCLINKER
-Molienda Coque	4,53E-03	4,4894E-03	kWh/kgCLINKER
TOTAL Electricidad	6,81E-02	6,80E-02	kWh/kgCLINKER
Combustibles			
Coque	8,5059E-02	8,4304E-02	kg/kgCLINKER
Gasoil (proceso)	2,7108E-07	= =	kg/kgCLINKER
Gasoil (vehiculos)	6,4124E-07	= =	kg/kgCLINKER
Carbon de Hulla	5,6179E-09	= =	kg/kgCLINKER
Fuel (Ignición)	1,6152E-09	= =	kg/kgCLINKER
FANGOS SECOS (10%)	-	-	kg/kgCLINKER
Transportes			
Camión 25t	0,01772	1,70E-02	t-km
Camión 25t	0,00035	= =	t-km
Camión 25t	0,00014	= =	t-km
Camión 25t	0,00013	= =	t-km
Buque 40000 t	0,76553	7,5874E-01	t-km

Salidas - Residuos	Cantidad	Cantidad	unidades
residuos inertes a vertedero	8,00E-05	= =	kg/kgCLINKER
residuos a incineración	4,50E-05	= =	kg/kgCLINKER

Salidas - Emisiones al aire	Cantidad	Cantidad	unidades
CO2	0,7961	0,7763	kg/kgCLINKER
CO2 FANGOS		-	kg/kgCLINKER
CO2_TOTAL		0,7763	kg/kgCLINKER
CO	1,0024E-03	= =	kg/kgCLINKER
N2O	1,8546E-03	= =	kg/kgCLINKER
NH3	1,5292E-05	= =	kg/kgCLINKER
COVs	9,4350E-06	= =	kg/kgCLINKER
NOx	7,7547E-04	= =	kg/kgCLINKER
SO2	4,1492E-04	4,1124E-04	kg/kgCLINKER
PST	1,5000E-05	= =	kg/kgCLINKER
Cd	5,8442E-09	4,9695E-09	kg/kgCLINKER
As	1,1182E-08	= =	kg/kgCLINKER
Hg	2,6345E-08	2,3487E-08	kg/kgCLINKER
Cu	2,2385E-08	= =	kg/kgCLINKER
Cr	1,0311E-08	= =	kg/kgCLINKER
Zn	2,9888E-08	= =	kg/kgCLINKER
Pb	4,5037E-08	= =	kg/kgCLINKER
Ni	1,0423E-08	= =	kg/kgCLINKER
Dioxinas	2,8678E-14	= =	kg/kgCLINKER
PCB	4,7563E-15	= =	kg/kgCLINKER
Antraceno	8,1039E-08	= =	kg/kgCLINKER
Benceno	2,8656E-06	= =	kg/kgCLINKER
Naftaleno	6,6319E-08	= =	kg/kgCLINKER
DEHP	4,28352E-05	= =	kg/kgCLINKER
PAH	1,32759E-07	= =	kg/kgCLINKER
HF	2,32996E-07	= =	kg/kgCLINKER
HCl	6,19723E-06	= =	kg/kgCLINKER
HCN	2,11656E-07	= =	kg/kgCLINKER
TI	4,93922E-08	4,20E-08	kg/kgCLINKER
Sb	9,39865E-09	= =	kg/kgCLINKER
Co	2,44468E-09	= =	kg/kgCLINKER
Mn	3,3141E-08	= =	kg/kgCLINKER
V	4,6307E-09	= =	kg/kgCLINKER
COT	6,6905E-05	= =	kg/kgCLINKER

Inventario Planta piloto Alchimix.

Sistema		Producción de Neutral
Origen		HERA ALQUIMIA + Determinaciones propias
FECHA ULTIMA REVISIÓN		28/09/2011

(Cantidades referidas a 1 kg de Neutral)

Construcción planta

Aluminio (Scrubber)	5,503E-06	kgAl/kgNeutral
Hormigón (200 m2 planta)	3,459E-04	kgHormigón/kgNeutral
Cu (cables)	4,717E-06	kgCu/kgNeutral
Acero	6,838E-05	kgAcero/kgNeutral

ENTRADAS		
CAUDAL TRATAMIENTO FANGOS	1,258E+00	kgLodo/kgNeutral
CAUDAL CAL (CaO)	2,813E-01	kgCal/kgNeutral
SCRUBBER		
CAUDAL H2O	2,717E-02	kgH2O/kgNeutral
CAUDAL H2SO4	1,090E-02	kgH2SO4/kgNeutral
ELECTRICIDAD	1,664E-02	kWh/kgNeutral

SALIDAS		
CAUDAL NEUTRAL	1,000E+00	kgNeutral
PURGA SCRUBBER		
(NH4)2SO4	1,467E-02	kg(NH4)2SO4/kgNeutral
H2O	2,717E-02	kgH2O/kgNeutral
EMISIONES ATMOSFERA		
PST	3,057E-06	kgPST/kgNeutral
NH3	4,703E-05	kgNH3/kgNeutral
COV	2,305E-06	kgCOV/kgNeutral
HF	9,406E-08	kgHF/kgNeutral

Inventario Planta Secado Fangos a Baja Temperatura (STC).

Sistema	Secado Fangos a Baja Temperatura
Origen	STC
FECHA ULTIMA REVISIÓN	28/09/2011

ENTRADAS

FANGO HUMEDO	2,821E+00	kg/kgFS
ELECTRICIDAD	1,379E-01	kWh/kgFS
Gas Natural	4,811E+00	kWh/kgFS
Reactivos	(Sin Datos)	

SALIDAS

FANGO SECO	1	kg/kgFS
ELECTRICIDAD COGEN	2,161E-03	kWh/kgFS
EE COGEN (calculada)	2,828E+00	kWh/kgFS
CONDENSADOS	1,533E-04	m3/kgFS
Residuos Sistema depuración Gases	(Sin Datos)	
EMISIONES ATMOSFERA		
H2S	2,086E-09	kg/kgFS
NH3	1,004E-07	kg/kgFS
COV	1,545E-08	kg/kgFS
NOX	6,264E-04	kg/kgFS
CO	8,667E-04	kg/kgFS
CO2- Total imputable	1,418E+00	kg/kgFS

9.2 ANEXO II – REPORTAJE FOTOGRÁFICO

Construcción de la planta piloto



Fase de construcción de la planta. Se aprecia la estructura, reactores, cabina de control y acopio de material



Planta de tratamiento en construcción. Pueden apreciarse los reactores y el filtro de partículas en su emplazamiento



Fase de construcción de la planta. A la derecha se aprecia el silo de cal y detrás la unidad mezcladora



Planta de tratamiento concluida en su configuración inicial

Fase inicial de pruebas



Fase de pruebas. Vertido de los lodos en el foso de recepción



Fase de pruebas inicial . Bombeo de los lodos con agua añadida a la tolva desde cuba.



Plataforma construida en el antiguo scrubber para eventuales tomas de muestras (izquierda) e instalación de toma de muestras gaseosas a la salida del filtro de partículas (derecha).



Fase de pruebas inicial. Toma de muestras del lodo de entrada



Fase de pruebas inicial. Aspecto del producto obtenido en fase de secado natural

Reforma de la planta tras pruebas iniciales



Aspecto de la planta antes de las reformas efectuadas en 2008



Aspecto Planta tras reformas 2008 (imagen octubre 2008)



Primera tolva de recepción utilizada



Segunda tolva de recepción utilizada



Reactores de mezcla antiguos



Nuevos reactores de mezcla (imagen octubre 2008). Incremento capacidad.



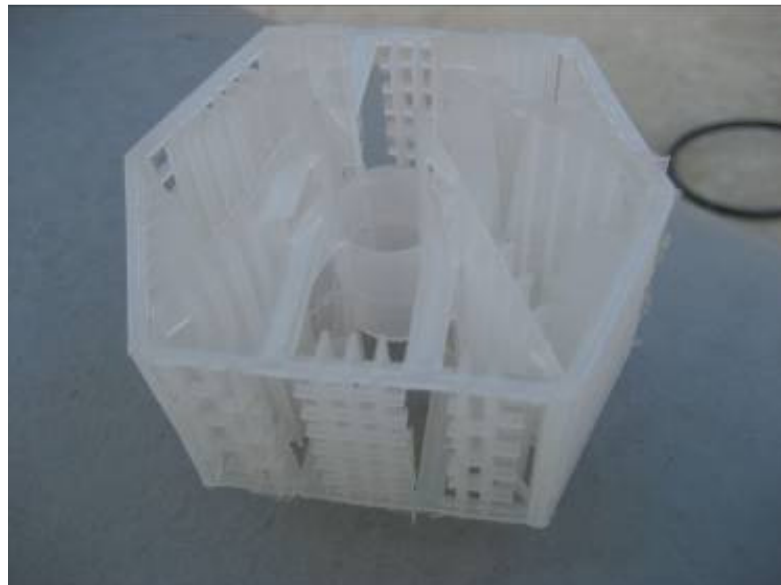
Antiguo filtro de partículas



Instalación del filtro de mangas (imagen octubre 2008)



Instalación del nuevo scrubber (60.000 m³/h)



Anillo Lanpac 3,5", de alto rendimiento, formando parte del relleno del nuevo scrubber



Planta en funcionamiento. Nuevo scrubber con chimenea adaptada para toma de muestras con sonda instalada (ver sobre plataforma).



Toma de muestras en la chimenea del scrubber (mayo 2009)



Proceso de descarga de fangos en la tolva

Segunda fase de pruebas, funcionamiento a régimen y prueba industrial



Aspecto actual de la planta piloto (salvo scrubber sin coronación)



Descarga de silo a cuba durante prueba industrial



Interior del scrubber (rociadores y separador de gotas)



Toma de muestras y réplicas del interior del silo



Sistema de control de pH y dosificación de sulfúrico en la base del scrubber



Nueva bomba de recirculación en la base del scrubber



Prueba de emisiones en chimenea del scrubber (septiembre 2009)



Proceso de toma de muestras antes del scrubber



Ampollas para analítica de gases (izquierda) y aparato experimental: sonda de temperatura PT-100 y termo manómetro de campo (derecha).



Horno nº 4 en la fábrica de St. Vicenç del Horts de Ciments Molins en la que se hicieron las pruebas industriales (al lado de Carretera N-340)