

ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO DERIVADO DEL USO DE FANGOS DE DEPURADORA EN LA PLANTA DE UNILAND CEMENTERA, S.A., DE VALLCARCA (BARCELONA)

M. SCHUHMACHER

*LABORATORIO DE TOXICOLOGÍA Y SALUD MEDIOAMBIENTAL,
FACULTAD DE MEDICINA Y CIENCIAS DE LA SALUD
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA QUÍMICA,
UNIVERSIDAD "ROVIRA I VIRGILI"*

M. NADAL

*LABORATORIO DE TOXICOLOGÍA Y SALUD MEDIOAMBIENTAL, FACULTAD DE
MEDICINA Y CIENCIAS DE LA SALUD, UNIVERSIDAD "ROVIRA I VIRGILI"*

J. L. DOMINGO

*LABORATORIO DE TOXICOLOGÍA Y SALUD MEDIOAMBIENTAL, FACULTAD DE
MEDICINA Y CIENCIAS DE LA SALUD, UNIVERSIDAD "ROVIRA I VIRGILI"*

J. FLORES

UNILAND CEMENTERA, S.A.

El presente estudio aplicó un análisis de coste-beneficio para evaluar, desde un punto de vista medioambiental, los resultados de la sustitución parcial de combustible por fangos de depuradora en la planta de Uniland Cementera, S.A., en Vallcarca (Barcelona). En concreto, se compararon los beneficios resultantes del ahorro en las emisiones de CO₂ con el incremento en el riesgo de la salud de las personas asociado a la exposición a dibenzo-*p*-dioxinas y dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs) y metales. Para ello, se determinaron las concentraciones de dichos contaminantes antes (2003) y después (2006) de las pruebas en muestras de suelo

y vegetación recogidas alrededor de la planta cementera. No se observaron diferencias significativas en los niveles de PCDD/Fs entre los estudios de 2003 y 2006, con mínimos cambios en ambas matrices (0,17-0,15 y 0,94-1,10 ng I-TEQ/kg en vegetación y suelo, respectivamente). En contraposición, las tendencias temporales en las concentraciones de metales no resultaron homogéneas, dependiendo más bien de cada elemento en particular. Los resultados de la evaluación de riesgos muestran un descenso de 4,56 casos de cáncer por millón de habitantes. A su vez, se evita la emisión de 144.000 toneladas de CO₂. Los resultados de este estudio muestran que el uso de lodos de depuradora como combustible secundario puede ser beneficioso no sólo por la reducción en la emisión de gases de efecto invernadero, sino porque no supone un riesgo adicional para la salud de la población local derivado de las emisiones de PCDD/Fs y metales.

Introducción

Los gases de efecto invernadero (GEI) tales como CO₂, CH₄, N₂O, así como los cloro/fluorocarbonados, y otros aerosoles, son emitidos a la atmósfera en importantes cantidades, contribuyendo notablemente al cambio climático. A fin de implementar los objetivos del Protocolo de Kyoto, la Unión Europea ha desarrollado la Directiva de Comercio de Emisiones [1], en el marco de la cual se establecieron límites de emisión para los grandes sectores industriales, caracterizados por sus potenciales emisiones de GEI, entre los que figura la industria del cemento. Puesto que una importante cantidad de las emisiones de CO₂ provienen de los cambios químicos en materias primas (calcinación), las plantas de cemento pueden considerarse como instalaciones más bien inusuales dentro del conjunto de plantas industriales modernas. De hecho, se estima que la producción de cemento genera de modo directo unas 0,55 toneladas de CO₂ [2]. Por otra parte, la combustión del carbono contenido en el combustible añade 0,40 toneladas de CO₂ a esa cantidad. Así pues, en conjunto, 1 tonelada de cemento supone la emisión aproximada de 1 tonelada de CO₂. Considerando esas dos fuentes, las emi-

siones de CO₂ por plantas cementeras pueden considerarse como realmente significativas.

El actual ritmo de producción diaria de fangos de depuradora en España (60-70 g per cápita), ha originado en los últimos tiempos un importante problema medioambiental [3]. Sin embargo, y principalmente a causa de su gran poder calorífico, dichos lodos pueden suponer una valiosa alternativa como combustible secundario en procesos industriales con gran demanda energética, tales como los hornos de cementos [4]. De hecho, el número de estudios, no sólo a escala piloto sino también a nivel industrial, centrados en evaluar las consecuencias técnicas, económicas y medioambientales del uso de combustibles alternativos en lugar de fósiles, ha ido en aumento en los últimos años [5, 6]. La revalorización de los lodos de depuradora en cementeras puede ser muy beneficiosa tanto para la administración pública, ya que se da salida a un subproducto, como para las empresas, por el ahorro económico en la adquisición de fuel.

Además de CO₂, las fábricas de producción de cemento pueden emitir a la atmósfera otras sustancias, como partícu-



las en suspensión, NO_x , SO_2 , así como microcontaminantes tales como compuestos orgánicos semi-volátiles y metales pesados [7, 8]. Las altas temperaturas del horno, superiores a 1.500 °C, y los tiempos de residencia suficientemente elevados, no deberían favorecer la formación de subproductos de combustión no deseados como dibenzo-*p*-dioxinas y dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs) [9, 10]. Sin embargo, en algunos inventarios, estimados principalmente mediante toolkits, las cementeras fueron previamente catalogadas como importantes fuentes potenciales de emisión de PCDD/Fs [11], aunque datos recientes de emisión e inmisión, obtenidos con análisis sistemáticos, en base al impulso dado por el Convenio de Estocolmo, han mostrado que estas instalaciones no son una fuente relevante de PCDD/Fs en sus entornos [12-14]. Por otro lado, algunos metales tóxicos han sido detectados en los gases emitidos por plantas cementeras [15, 16]. De todos modos, hoy en día aunque se han despejado muchas incertidumbres en cuanto al impacto medioambiental real de este tipo de industrias, es muy importante aumentar el conocimiento con respecto a los potenciales riesgos para la salud [17].



Por ello, la población muestra aún cierta preocupación en la ubicación y operación de plantas cementeras, así como en el uso de combustibles alternativos durante el proceso de fabricación del cemento [18].

En 2003, procedimos a efectuar un primer estudio para evaluar los riesgos para la salud de los residentes en las proximidades de la planta de Uniland Cementera, S.A., en Vallcarca (Barcelona). Se recogieron muestras de vegetación y suelo, como monitores de contaminación a corto y largo término, respectivamente [19], y se analizaron las concentraciones de PCDD/Fs y varios metales. En 2005, la planta participó, en colaboración con el Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Catalunya, en una prueba piloto para analizar el comportamiento ambiental de la sustitución parcial de coque de petróleo por fangos secos de depuradora urbana, y muy especialmente en el potencial cambio en las emisiones de contaminantes [20]. Un año después (2006), llevamos a cabo un nuevo estudio de monitorización ambiental de PCDD/Fs y metales.

El principal objetivo de la presente investigación ha sido evaluar los riesgos para la salud pública derivados de la exposición a metales pesados y PCDD/Fs emitidos por la planta cementera de Uniland S.A., en Vallcarca, durante las pruebas de sustitución parcial del combustible fósil por lodos de depuradora. Un segundo objetivo ha sido evaluar el potencial beneficio resultado de usar fangos como combustible secundario, en términos de reducción de las emisiones de CO_2 . De hecho, el propósito básico del estudio ha sido evaluar la viabilidad de utilizar parcialmente lodos de depuradora como alternativa en un caso-estudio específico (Vallcarca), aplicando un análisis de coste-beneficio: riesgos para la salud humana por PCDD/Fs y metales versus reducción de CO_2 emitido.

Materiales y métodos

Muestreo

La planta de Uniland Cementera, S.A. en Vallcarca (Barcelona) tiene una capacidad de producción de unas 1.500.000 toneladas de clínker mediante dos hornos y dos unidades de refrigeración. Como medidas de reducción de

Figura 1.- Zona de recogida de muestras de suelo y vegetación.



las emisiones, dispone de un sistema ciclónico así como un precipitador electrostático. La producción de clínker se realiza generalmente utilizando combustibles fósiles.

En 2003, se recogieron muestras de vegetación (*Piptatherum sp.*) y suelo en 16 puntos alrededor de la planta cementera (Figura 1). Los puntos de muestreo se determinaron a partir de los resultados obtenidos mediante la aplicación del modelo de dispersión de contaminantes en aire ISC-AERMOD, así como de las características socioeconómicas de la zona (núcleos de población y sensibilidad de la misma). En cada punto se recogieron unos 120-150 g de vegetación cortando los tallos a unos 4 cm del suelo. Una vez recogidas, las muestras se guardaron en papel de aluminio y se secan a temperatura ambiente en el laboratorio. Por otro lado, en cada punto se tomó una muestra de aproximadamente 500 g de suelo superficial (0-5 cm), formada a su vez por 4 submuestras correspondientes a una área de unos 10 m². Las muestras se secaron a temperatura ambiente, se pasaron por un tamiz de 2 mm de diámetro y se almacenaron hasta su posterior análisis.

En el año 2005, la Generalitat de Catalunya realizó una prueba piloto para determinar las emisiones de diversos contaminantes y GEI en la que se sustituyó combustible fósil por

fangos de depuradora para producir hasta un 20% de la energía térmica necesaria para el proceso. Con el fin de determinar la incidencia ambiental de las pruebas, en 2006 se recogieron nuevamente 16 muestras de vegetación y 16 de suelo en los mismos puntos de muestreo del estudio realizado 3 años antes, y se analizaron nuevamente los niveles de los mismos contaminantes medioambientales.

Análisis

En cada una de las 16 muestras de vegetación y las 4 muestras de suelo más cercanas a la planta, se determinaron las concentraciones de PCDD/Fs. El análisis se realizó según el método estándar EN 1948. Primeramente, se introdujeron diferentes congéneres de PCDD/Fs marcados con C13 (Wellington Laboratories, Guelph, Canadá). Posteriormente, se llevaron a cabo los procesos de extracción con Soxhlet, "clean-up" multicolumna, evaporación y resuspensión en una solución de n-tetradecano [21]. La determinación analítica se realizó mediante un cromatógrafo de gases de alta resolución Varian 3300 acoplado a un espectrómetro de masas de alta resolución Finnigan MAT 95.

Para la determinación de metales, se trataron 0,5 g de cada una de las 16 muestras de suelo y de hierba con 5 ml de

ácido nítrico (65% Suprapur, E. Merck, Darmstadt, Alemania) en recipientes cerrados de teflón durante 8 h a temperatura ambiente, y durante 8 h adicionales a 80 °C. Las concentraciones de arsénico (As), berilio (Be), cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg), plomo (Pb), estaño (Sn), talio (Tl) y vanadio (V) en suelos se determinaron por espectrometría de masas de plasma/inducción de plasma acoplado (ICP-MS, Perkin Elmer Elan 6000), mientras que el contenido de manganeso (Mn) y zinc (Zn) se analizó por espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES, Perkin Elmer Optima 3200 RL). Finalmente, la concentración de Ni se determinó por espectrometría de absorción atómica con horno de grafito (AAS-GF, Varian Spectra A-30). Por otro lado, los niveles de As, Be, Cd, Hg, Mn, Pb, Sn, Tl y Zn en vegetación se analizaron por ICP-MS, mientras que los de Cr, Ni y V se determinaron por AAS-GF [22]. La fiabilidad del proceso se verificó mediante el análisis de muestras por duplicado, así como por el uso de blancos (control). Asimismo, se intercaló un estándar de referencia (Lobster hepatopancreas, NRC Canadá, TORT 2) cada 10 muestras a fin de controlar la sensibilidad del equipo experimental. Los porcentajes de recuperación estuvieron en unos rangos de 79-123% y 82-124% para suelos y vegetación, respectivamente.

Para el tratamiento estadístico de los resultados, se asumió que las muestras que presentaban un nivel por debajo del límite de detección (LD) tenían una concentración igual a la mitad de ese límite. Se aplicaron, de modo consecutivo, el test de Levene, para determinar la homocedasticidad de las varianzas, y el test de la t de Student, para evaluar la significación estadística, considerando que una diferencia era significativa cuando la probabilidad era menor a 0,05 ($p < 0,05$).

Riesgos para la salud humana

La evaluación de riesgos se llevó a cabo siguiendo el proceso clásico de análisis de riesgo [23]. Primeramente, se calculó la exposición a PCDD/Fs y metales, y posteriormente, se evaluó el riesgo derivado de dicha exposición. Para los cálculos, se estableció la situación de peor-escenario, asumiendo que la única fuente de contaminación era la planta cementera, a pesar que en la zona pueden encontrarse otras fuentes potenciales, como tráfico, incendios forestales, etc.

Emisiones de CO₂ en el horno de clínker

Las emisiones de CO₂, como principal GEI, por la planta cementera se calcularon para dos escenarios diferenciados, en función del tipo de combustible: a) combustible fósil convencional, y b) sustitución energética del 20% por lodos de depuradora.

Actualmente, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) tiene establecidos los factores de emisión de CO₂ en su apartado de Protocolo de Cemento. Generalmente, el IPCC recomienda contabilizar las emisiones como el resultado de combustiones incompletas de combustible fósil. Sin embargo, y debido a las altas temperaturas y prolongados tiempos de residencia en el horno, así como a las mínimas cantidades de carbón residual presentes en el clínker, dicho efecto puede considerarse como negligible en las plantas cementeras. En consecuencia, se asumió una total oxidación del carbono en el fuel. A efectos de cálculo, no se tuvieron en cuenta las emisiones de otros GEI, como CH₄ y N₂O, potencialmente emitidos en el proceso de combustión de combustibles convencionales y de biomasa. Así, el ahorro económico resultante no se consideró.

Resultados y discusión

Concentraciones ambientales de PCDD/Fs y metales

Las Tablas 1 y 2 resumen las concentraciones de PCDD/Fs y metales, respectivamente, en vegetación y suelo para los estudios anterior (2003) y posterior (2006) a las pruebas de sustitución parcial del combustible. En 2006, los niveles media y mediana de PCDD/Fs en hierbas fueron ambos de 0,15 ng I-TEQ/kg materia seca (ms), con un mínimo y un máximo de 0,08 y 0,29 ng I-TEQ/kg ms, respectivamente. Ello supone una muy ligera reducción respecto al estudio de referencia (2003), en los que se hallaron unas concentraciones media y mediana de 0,17 ng I-TEQ/kg ms (rango: 0,11-0,25 ng I-TEQ/kg ms) [24]. Aunque en ambos estudios la OCDD fue el congénere predominante, su concentración descendió notablemente entre 2003 y 2006 (de 3,85 a 0,79 ng I-TEQ/kg ms). Asimismo, los niveles más elevados de PCDD/Fs correspondieron a los congéneres más sustituidos: 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF y OCDF.

Tabla 1.- Concentraciones de PCDD/Fs (ng/kg ms) en muestras de vegetación y suelo recogidas alrededor de la planta de Uniland Cementera, S.A. en Vallcarca, en 2003 y 2006.

	Vegetación		Suelo	
	2003	2006	2003	2006
2,3,7,8-TCDD	ND	ND	0,05 ± 0,03	0,06 ± 0,04
1,2,3,7,8-PeCDD	ND	ND	0,17 ± 0,10	0,25 ± 0,24
1,2,3,4,7,8-HxCDD	ND	ND	0,19 ± 0,15	0,19 ± 0,21
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,04 ± 0,02	ND	0,35 ± 0,24	0,38 ± 0,35
1,2,3,4,7,8-HxCDD	ND	ND	0,30 ± 0,22	0,35 ± 0,24
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,52 ± 0,35	0,24 ± 0,09	4,63 ± 4,31	5,30 ± 6,48
OCDD	3,85 ± 3,79	0,79 ± 0,39	23,1 ± 22,0	26,0 ± 32,8
2,3,7,8-TCDF	0,24 ± 0,06	0,19 ± 0,08	0,80 ± 0,50	0,83 ± 0,57
1,2,3,7,8-PeCDF	0,12 ± 0,05	0,14 ± 0,09	0,48 ± 0,38	0,45 ± 0,38
2,3,4,7,8-PeCDF	0,11 ± 0,05	0,10 ± 0,05	0,68 ± 0,44	0,78 ± 0,68
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,08 ± 0,02	0,08 ± 0,04	0,70 ± 0,42	0,88 ± 0,68
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,07 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,50 ± 0,29	0,53 ± 0,40
1,2,3,7,8,9-HxCDF	ND	ND	0,06 ± 0,03	0,14 ± 0,11
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,06 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,55 ± 0,29	0,65 ± 0,47
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,21 ± 0,09	0,20 ± 0,12	2,63 ± 1,67	3,18 ± 2,50
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	ND	ND	0,21 ± 0,14	0,28 ± 0,21
OCDF	ND	0,35 ± 0,28	2,33 ± 1,35	2,70 ± 2,06
Total I-TEQ	0,17 ± 0,04	0,15 ± 0,05	0,94 ± 0,55	1,10 ± 0,80

Los resultados están expresados como media ± desviación estándar.

ND: No Detectado.

Límites de Detección para tetra- a hexaCDD/Fs: 0,025 ng/kg; heptaCDD/Fs: 0,05 ng/kg; and octaCDD/Fs: 0,25 ng/kg.

En cuanto a los suelos, la concentración media de PCDD/Fs en 2006 fue de 1,10 ng I-TEQ/kg ms, con una mediana de 0,94 ng I-TEQ/kg ms. Los niveles mínimo y máximo fueron de 0,40 y 2,12 ng I-TEQ/kg ms, respectivamente. Al igual que en vegetación, esto supone un ligero cambio respecto al estudio previo (2003), cuando las concentraciones media y mediana de PCDD/Fs fueron 0,94 y 0,91 ng I-TEQ/kg ms, respectivamente. Asimismo, el perfil de los congéneres de PCDD/Fs observado en ambos estudios fue muy similar. El porcentaje de contribución respecto al total fue más importante para los congéneres más pesados, con un perfil análogo al hallado en las muestras de vegetación.

Con el fin de establecer patrones espaciales y temporales, se realizó un estudio detallado de las tendencias en los niveles de PCDD/Fs en ambos monitores ambientales. Las concentra-

ciones de PCDD/Fs en muestras de vegetación recogidas cerca de la cementera (<3,5 km) fueron mayores a las obtenidas a distancias superiores (>3,5 km). Asimismo, los niveles en suelos observados en las 3 muestras más próximas a la planta fueron más altos que el valor obtenido en la muestra más alejada. Sin embargo, las diferencias en función de la distancia a la planta no llegaron a ser estadísticamente significativas para ambas matrices. El ligero incremento de las concentraciones de PCDD/Fs en las muestras de suelo podría ser debido al tráfico de vehículos, especialmente camiones, circulando en las proximidades de la planta cementera. Asimismo, la instalación está localizada entre una autopista y una carretera nacional con una gran densidad de tráfico, el cual es considerado una importante fuente de emisión de PCDD/Fs [11, 25-26]. De hecho, los niveles de emisión de PCDD/Fs por chimenea fueron analizados antes y durante las pruebas de sustitución parcial del combustible por fangos de

Tabla 2.- Concentraciones de metales ($\mu\text{g/g ms}$) en muestras de vegetación y suelo recogidas alrededor de la planta de Uniland Cementera, S.A. en Vallcarca, en 2003 y 2006: Variación temporal.

	Vegetación			Suelo		
	2003	2006	% var.	2003	2006	% var.
As	0,08 \pm 0,09	ND	-27	7,97 \pm 5,28	4,01 \pm 2,60	-50**
Cd	0,02 \pm 0,04	0,02 \pm 0,02	-6	0,27 \pm 0,21	0,11 \pm 0,10	-59**
Co	0,05 \pm 0,03	0,03 \pm 0,02	-41**	5,90 \pm 1,67	2,61 \pm 1,25	-56***
Cr	0,30 \pm 0,14	0,87 \pm 0,61	189**	16,37 \pm 8,93	6,26 \pm 2,96	-62***
Cu	3,04 \pm 1,75	4,61 \pm 3,42	52	15,60 \pm 10,58	9,61 \pm 8,03	-38
Hg	0,04 \pm 0,06	0,02 \pm 0,01	-63	0,04 \pm 0,03	ND	-77**
Mn	20,49 \pm 12,72	39,09 \pm 23,21	91**	241,6 \pm 105,7	226,4 \pm 103,7	-6
Ni	1,69 \pm 1,83	0,44 \pm 0,56	-74*	16,51 \pm 9,091	9,29 \pm 4,08	-44*
Pb	0,66 \pm 0,49	0,22 \pm 0,12	-67**	26,84 \pm 21,98	18,54 \pm 21,82	-31
Sn	0,07 \pm 0,03	0,08 \pm 0,11	17	0,15 \pm 0,20	0,05 \pm 0,08	-68
Tl	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	-6	0,33 \pm 0,42	0,12 \pm 0,21	-63
V	0,13 \pm 0,10	0,29 \pm 0,12	123***	22,38 \pm 12,89	8,30 \pm 3,65	-63***
Zn	18,00 \pm 5,23	12,81 \pm 3,84	-29**	60,35 \pm 43,14	63,97 \pm 49,61	6

Los resultados están expresados como media \pm desviación estándar.

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

ND: No Detectado. Límites de detección (en $\mu\text{g/g}$), suelos: Ni, 0,01; Cd, Pb y Tl, 0,025; Co, Hg y Sn, 0,05; As, Cu y V, 0,10; Cr, 0,25; Mn y Zn, 5; hierbas: Cr, 0,01; Cd, Mn, Pb y Tl, 0,025; V, 0,03; Co, Hg y Sn, 0,05; As, Cu y Ni, 0,10; Zn, 0,25.

depuradora, encontrándose concentraciones medias de 0,006 y 0,0002 ng I-TEQ/ m^3 , respectivamente [20]. Los resultados de un estudio reciente a nivel del estado español, en el que se analizaron las emisiones de dioxinas en hornos que utilizan combustibles, indicaron que las emisiones no difieren estadísticamente de los de hornos que no usan residuos como combustible [27]. Estos resultados son asimismo similares a los valores de emisión obtenidos en otros estudios a nivel internacional [4]. En cuanto a la variación temporal, no se registraron cambios significativos en las concentraciones de PCDD/Fs en suelos y hierbas entre 2003 y 2006. En cualquier caso, los niveles de PCDD/Fs en muestras de vegetación y suelo recogidas en las cercanías de la instalación de Vallcarca son similares a los obtenidos en las proximidades de la planta de Uniland Cementera, S.A., en Sta. Margarida i els Monjos (Barcelona) [21, 28]. Asimismo, se encuentran en la parte baja del rango en comparación con los niveles hallados en otras zonas urbanas e industriales de Cataluña [19, 29-30].

En cuanto a metales, las concentraciones más elevadas en vegetación (Tabla 2) correspondieron al Mn y el Zn (39,09

y 12,81 $\mu\text{g/g}$, respectivamente), mientras que el Cd y el Tl presentaron los valores mínimos (0,02 $\mu\text{g/g}$ para ambos elementos). Por otro lado, la concentración máxima en suelos correspondió al Mn, el Zn y el Pb (226,4; 63,97 y 18,54 $\mu\text{g/g}$, respectivamente), y los valores más bajos al Hg (sólo detectado en 2 muestras) y Sn. Comparando con los resultados del 2003, no se observó una clara tendencia en los niveles de metales en vegetación, con incrementos significativos para Cr, Mn y V, y reducciones significativas para Co, Ni, Pb y Zn. Por contra, los niveles de metales en suelo disminuyeron entre 2003 y 2006 (a excepción del Zn), siendo dicha reducción estadísticamente significativa en el caso del As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni y V.

Los presentes resultados son similares a los obtenidos en áreas agrícolas y rurales sin ningún tipo de contaminación industrial conocida [31]. Para establecer la capacidad de absorción de metales por las plantas, se determinó la correlación de Pearson. El análisis no dio lugar a correlaciones significativas entre los niveles de metales en suelo y vegetación para ninguno de los elementos estudiados. Ello implica

que la absorción a través de las raíces de la planta debería ser considerada negligible, hecho esperable considerando que sólo se muestreó la parte más superficial del suelo. Asimismo, la heterogeneidad en los niveles de metales podría indicar la influencia de otras fuentes potenciales de contaminación puntual o difusa. Las fluctuaciones en las variaciones temporales podrían ser asimismo debidas a causas variadas tales como fuentes de contaminación potenciales y/o a las condiciones meteorológicas particulares de la zona.

Riesgos para la salud humana

Con objeto de evaluar los riesgos para la salud de la población derivados de la exposición a PCDD/Fs, se aplicó la metodología VLIER-HUMAAN desarrollada por el Instituto de Flandes de Investigación Tecnológica (VITO) [32]. La estimación de la exposición ambiental (o directa) se llevó a cabo considerando tres vías de exposición a PCDD/Fs diferentes: a) inhalación de aire, b) absorción dérmica de suelo y polvo, y c) ingestión de suelo y polvo. Información detallada tanto del método como de los parámetros utilizados puede ser encontrada en estudios previos [22, 33].

La exposición ambiental total a PCDD/Fs se estimó en $2,73 \cdot 10^{-6}$ y $5,23 \cdot 10^{-6}$ ng I-TEQ/kg/día para los estudios de 2003 y 2006, respectivamente. En ambos, la inhalación de aire fue la vía de exposición más importante, con un 74% del total en 2003 ($2,03 \cdot 10^{-6}$ ng I-TEQ/kg/día), y del 84% en 2006 ($4,41 \cdot 10^{-6}$ ng I-TEQ/kg/día). El riesgo no cancerígeno se calculó comparando la exposición total con la ingesta dietética total tolerable (Tolerable Daily Intake o TDI) recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), 1-4 pg TEQ/kg peso corporal/día [34]. El cociente de riesgo para las PCDD/Fs estuvo entre $6,82 \cdot 10^{-7}$ y $2,73 \cdot 10^{-6}$, y entre $1,31 \cdot 10^{-6}$ y $5,23 \cdot 10^{-6}$, en 2003 y 2006, respectivamente. Por otra parte, el riesgo cancerígeno se calculó multiplicando la exposición directa por la potencia cancerígena, según el criterio de la agencia norteamericana de protección medioambiental (US EPA). El índice de riesgo de cáncer incrementó muy ligeramente de 3 a 5 entre 2003 y 2006, lo que supone un aumento de 0,04 cánceres por año para una población adulta de un millón de personas. A pesar de este incremento, dicho valor es notablemente inferior al hallado en otras zonas industriales. Por ejemplo, Kao y colaboradores [35] evaluaron recientemente los riesgos

para la salud en una área industrial de la ciudad de Kaohsiung (Taiwan). El riesgo de cáncer medio debido a la presencia de varias industrias resultó ser $3,43 \cdot 10^{-4}$, a pesar de que el riesgo de cáncer individualmente atribuido a un horno de cemento presente en la zona sólo suponía $1,67 \cdot 10^{-12}$.

Hay que destacar que, en el presente estudio, la evaluación de riesgos sobre la salud humana se llevó a cabo teniendo en cuenta exclusivamente las concentraciones de PCDD/Fs en suelos. Esta matriz se caracteriza por ser un monitor de contaminación a largo plazo a causa de su capacidad de acumulación de sustancias químicas. Por contra, la vegetación utilizada (hierba común) se considera como un monitor adecuado para detectar la contaminación a mas corto término por su carácter estacional [19]. El hecho que en hierbas la concentración media de PCDD/Fs se redujera ligeramente entre 2003 y 2006 (de 0,17 a 0,15 ng I-TEQ/kg ms) prueba que la utilización de lodos de depuradora como combustible alternativo no supuso prácticamente ningún cambio en la exposición de la población a PCDD/Fs. A este respecto, es importante destacar que la dieta ordinaria supone generalmente más del 95% de la exposición total, en individuos no ocupacionalmente expuestos a estas sustancias [33]. Recientemente, Llobet y colaboradores [36] determinaron que la exposición dietética a PCDD/Fs para la población adulta catalana era de 0,37 pg WHO-TEQ/kg/día.



Tabla 3.- Exposición diaria (mg/kg-día) por ingestión oral e inhalación de metales. Cociente de riesgo por ingestión de metales en 2003 y 2006.

	RfD _o (mg/kg-día)	Ingestión Oral		Cociente de Riesgo (HQ)		Inhalación	
		2003	2006	2003	2006	2003	2006
As	3,00E-04	5,69E-06	2,86E-06	1,90E-02	9,55E-03	7,86E-08	2,58E-08
Cd	5,00E-04	1,93E-07	7,86E-08	3,86E-04	1,57E-04	2,66E-09	7,07E-10
Co	2,00E-02	4,21E-06	1,86E-06	2,11E-04	9,32E-05	5,82E-08	1,68E-08
Cr	3,00E-03	1,16E-05	4,47E-06	3,88E-03	1,49E-03	1,61E-07	4,02E-08
Cu	4,00E-02	1,11E-05	6,86E-06	2,79E-04	1,72E-04	1,54E-07	6,18E-08
Hg	3,00E-04	2,86E-08	-	9,52E-05	-	3,94E-10	-
Mn	2,40E-02	1,73E-04	1,62E-04	7,19E-03	6,74E-03	2,38E-06	1,46E-06
Ni	2,00E-02	1,18E-05	6,64E-06	5,90E-04	3,32E-04	1,63E-07	5,97E-08
Pb	3,50E-03	1,92E-05	1,32E-05	5,48E-03	3,78E-03	2,65E-07	1,19E-07
Sn	6,00E-01	1,07E-07	3,57E-08	1,79E-07	5,95E-08	1,48E-09	3,21E-10
Tl	6,60E-05	2,36E-07	8,57E-08	3,57E-03	1,30E-03	3,25E-09	7,71E-10
V	1,00E-03	1,60E-05	5,93E-06	1,60E-02	5,93E-03	2,21E-07	5,34E-08
Zn	3,00E-01	4,31E-05	4,57E-05	1,44E-04	1,52E-04	5,95E-07	4,11E-07

RfD_o: Dosis de Referencia oral.

Comparando dicho valor con los niveles arriba obtenidos, se puede estimar que la exposición medioambiental a PCDD/Fs en la zona de la planta cementera supondría únicamente el 1,4% del total (directa + dietética).

La exposición a metales por ingestión e inhalación se calculó usando la metodología estándar de la US EPA. La Tabla 3 resume la exposición a los elementos estudiados para cada una de estas vías. El cociente de riesgo resultado de la exposición oral estuvo por debajo de 1 (valor máximo recomendado) en ambos estudios. Por otro lado, el riesgo de cáncer se calculó exclusivamente para aquellos elementos que tienen establecida una potencia cancerígena [37]. El riesgo de cáncer total por exposición a metales descendió de $7,36 \cdot 10^{-6}$ a $2,76 \cdot 10^{-6}$, con reducciones notables derivadas de la ingestión de As y la inhalación de Cr ($3,7 \cdot 10^{-6}$ - $1,8 \cdot 10^{-6}$ y $2,9 \cdot 10^{-6}$ - $0,72 \cdot 10^{-6}$, respectivamente). La Tabla 4 muestra el cambio en el número de cánceres derivados de la exposición conjunta a estos elementos cancerígenos y a las PCDD/Fs para una hipotética población de 1 millón de personas.

En conclusión, el uso de fangos de depuradora como combustible alternativo significó un descenso en la probabilidad

de contraer cáncer de 4,60 para metales pesados, y un incremento de 0,034 para PCDD/Fs. En conjunto, se estimó una reducción neta de 4,56 cánceres por millón de personas. Así, se puede inferir que la exposición ambiental a metales y PCDD/Fs producto del cambio de combustible, supone globalmente una reducción de los riesgos para la salud de los hipotéticos residentes en las cercanías de la planta cementera.

Ahorro en las emisiones de CO₂

El consumo de combustible y los valores de potencia calorífica son medidos de manera rutinaria en las plantas cementeras. Las emisiones de CO₂ fueron aquí calculados en base al consumo de fuel, la potencia calorífica y los factores de emisión de CO₂. Considerando que la energía requerida para procesar cemento es de unas 1.200.000 kcal por tonelada de cemento, y la producción anual de la planta es de 1.500.000 toneladas, la energía requerida se estimó en $1,8 \cdot 10^{12}$ kcal. La Tabla 4 presenta las emisiones de CO₂ calculadas para los 2 escenarios considerados, a saber, combustible fósil en 2003, y sustitución energética del 20% por fangos de depuradora en 2006. En total, se observó una reducción de 144.000 toneladas de CO₂ emitidas entre 2003 y 2006.

Tabla 4.- Probabilidad de contraer cáncer por cada millón de personas, derivada de la exposición a metales y PCDD/Fs por la planta de Vallcarca antes (2003) y después (2006) del uso de fangos de depuradora como combustible alternativo: Análisis Coste-Beneficio.

Cáncer	Sustancia	2003	2006	2003-2006
Ingestión	As	3,70	1,80	-1,90
Inhalación	As	0,51	0,17	-0,34
	Cd	0,007	0,002	-0,005
	Co	0,24	0,07	-0,17
	C _{ra}	2,90	0,72	-2,18
Total Metales		7,36	2,76	-4,60
Inhalación	PCDD/Fs	0,029	0,063	0,03
Absorción dérmica	PCDD/Fs	0,008	0,010	0,0014
Ingestión Suelo	PCDD/Fs	0,002	0,002	0,0003
Total PCDD/Fs		0,39	0,075	0,034
Total Contaminantes		7,4	2,8	-4,56
Emisiones de CO ₂ (miles de toneladas) ^b		720	576	-144

a Cromo total

b Potencia calorífica: Fuel: 7.500 kcal/kg; Fangos de depuradora: 3.300 kcal/kg

El presente estudio incluye exclusivamente la instalación aquí evaluada, descartando las emisiones producidas en el proceso de transporte del combustible usado en el horno de cemento. No obstante, y considerando que la mayor parte del combustible fósil se recibe por transporte marítimo y terrestre, la cantidad de CO₂ ahorrada sería aún marcadamente superior.

Análisis Coste-Beneficio

El proceso de toma de decisiones supone un importante esfuerzo científico, social y económico. La preocupación económica, política, legal, y social juega de hecho un papel crucial en todas las etapas de la gestión del riesgo. En la evaluación del riesgo, el responsable debe tener en cuenta hasta qué punto el riesgo es aceptable para los afectados, y cuales son las decisiones de gestión adecuadas a ello. Evaluar la significación social del riesgo permite guiar la toma de decisiones y ayudar en la comunicación del mismo, etapa esencial en cualquier caso. Así pues, es básico que se consideren las dimensiones sociales como parte de los procesos para identificar, evaluar y gestionar los riesgos para la salud humana y los ecosistemas. Asegurar el diálogo entre todas las partes interesadas requiere un entendimiento de los aspectos sociales del

riesgo, junto con una apreciación de los mecanismos por los que se rige el proceso de evaluación de riesgos. Entre dichas partes, las industrias tienen un papel clave.

A modo de sumario, podemos decir que el análisis coste-beneficio llevado a cabo en la planta de Uniland Cementera, S.A. en Vallcarca, después de la sustitución del 20% de la energía requerida de combustible fósil por fangos de depuradora, supondría una reducción de 144.000 toneladas de CO₂ emitidas. Además, se estimó una reducción de 4,56 cánceres por millón de personas. Los resultados demuestran que el uso de fangos de depuradora como combustible secundario es claramente beneficioso desde el punto de vista de ahorro de emisiones de GEI. Además, y como hecho fundamental, no supone un riesgo adicional significativo para la salud de la población hipotéticamente residente en las cercanías de la planta.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por UNILAND CEMENTERA, S.A.



- [1] Baeza, R., Martén, I., Rilo, R., Yáñez, M., Wittum, L., Evaluación del impacto de la subasta de derechos de emisión de CO₂ en el periodo 2013-2020 en el sector cementero europeo. *Cemento Hormigón*, 2009,926.
- [2] Davidovits, J., "Global warming impact on the cement and aggregates industries". *World Resources Review*, 1994,6,263-278.
- [3] Galvez, A., Conesa, J.A., Martín-Gullon, I., Font, R., "Interaction between pollutants produced in sewage sludge combustion and cement raw material". *Chemosphere*, 2007,69,387-394.
- [4] Zabaniotou, A., Theofilou, C., "Green energy at cement kiln in Cyprus. Use of sewage sludge as a conventional fuel substitute". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2008,12,531-541.
- [5] Van Loo, W., "Dioxin/furan formation and release in the cement industry". *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2008,25,128-130.
- [6] Genon, G., Brizio, E., "Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF". *Waste Management*, 2008,28,2375-2385.
- [7] Marengo, E., Bobba, M., Robotti, E., Liparota, M.C., "Modeling of the polluting emissions from a cement production plant by Partial Least-Squares, Principal Component Regression, and Artificial Neural Networks". *Environmental Science and Technology*, 2006,40,272-280.
- [8] Isikli, B., Demir, T.A., Akar, T., Berber, A., Urer, S.M., Kalyoncu, C., Canbek, M., "Cadmium exposure from the cement dust emissions: A field study in a rural residence". *Chemosphere*, 2006,63,1546-1552.
- [9] Abad, E., Martínez, K., Caixach, J., Rivera, J., "Polychlorinated dibenzo-p-dioxin/polychlorinated dibenzofuran releases into the atmosphere from the use of secondary fuels in cement kilns during clinker formation". *Environmental Science and Technology*, 2004,37,4734-4378.
- [10] Fabrellas, B., Larrazabal, D., Martínez, M.A., Sanz, P., Ruiz, M.L., Abad, E., Rivera, J., "Global assessment of PCDD/F emissions from the Spanish Cement Sector". Effect of conventional/Alternative fuels. *Organohalogen Compounds*, 2004,66,905-911.
- [11] Alcock, R.E., Sweetman, A.J., Jones, K.C., "A congener-specific PCDD/F emissions inventory for the UK: do current estimates account for the measured atmospheric burden?" *Chemosphere*, 2001,43,183-194.
- [12] Conesa, J.A., Gálvez, A., "Organic pollutants in air close to cement kilns". *Organohalogen Compounds*, 2006,68,1022-1025.
- [13] Karstensen, K.H., "Formación, emisión y control de dioxinas en hornos de cemento". *Cemento Hormigón*, 2008,919,60-87.
- [14] Fabrellas, B., Ruiz, M.L., Sanz, P., Abad, E., Rivera, J., "Primera evaluación de las emisiones de PCDD/Fs a la atmósfera procedentes de la fabricación de cemento en España". *Cemento Hormigón*, 2002,842,42-46.
- [15] Reijnders, L., "The cement industry as a scavenger in industrial ecology and the management of hazardous substances". *Journal of Industrial Ecology*, 2007,11,15-25.
- [16] Al-Khashman, O.A., Shawabkeh, R.A., "Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan". *Environmental Pollution*, 2006,140,387-394.
- [17] Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Garreta, J., "Pollutants emitted by a cement plant: health risks for the population living in the neighborhood". *Environmental Research*, 2004,95,198-206.
- [18] Fabrellas, B., Ruiz, M.L., Martínez, M.A., de la Torre, A., "Inventario español de dioxinas: Evaluación de las emisiones de dioxinas y furanos generados en el sector cementero español durante el período 2000-2003. La influencia del uso de combustibles alternativos". *Cemento Hormigón*, 2005,873,60-69.
- [19] Schuhmacher, M., Domingo, J.L., "Long-term study of environmental levels of dioxins and furans in the vicinity of a municipal solid waste incinerator". *Environment International*, 2006,32,397-404.

[20] Generalitat de Catalunya, "Proposta d'informe de valoració dels resultats de les proves mediambientals d'utilització de combustibles alternatius derivats de llots secs de depuradores d'aigües urbanes a forns de fabricació de clínquer". 2006, Direcció General de Qualitat Ambiental, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

[21] Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Flores, J., Latorre, M., "Concentraciones de metales y dioxinas en muestras ambientales recogidas en las cercanías de la planta de Uniland Cementera, S.A. en Sta. Margarida i Els Monjos, Barcelona". *Cemento Hormigón*, 2003,847,72-83.

[22] Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., "Probabilistic human health risk of PCDD/F exposure: a socioeconomic assessment". *Journal of Environmental Monitoring*, 2004,6,926-931.

[23] NRC, *Issues in Risk Assessment*. "1993, Washington, DC, USA: National Research Council, National Academy Press".

[24] Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., "Temporal trend of PCDD/Fs in soil and vegetation in the vicinity of a cement plant: Human health risks for the local population". *Organohalogen Compounds*, 2007,69,1309-1312.

[25] Fiedler, H., "Sources of PCDD/PCDF and impact on the environment". *Chemosphere*, 1996,32,55-64.

[26] Lee, W.S., Chang-Chien, G.P., Wang, L.C., Lee, W.J., Tsai, P.J., Wu, K.Y., Lin, C., "Source identification of PCDD/Fs for various atmospheric environments in a highly industrialized city". *Environmental Science and Technology*, 2004,38,4937-4944.

[27] Rivera, J., Abad, E., "Combustibles alternativos en la fabricación de cemento. Informe sobre emisiones". *Cemento Hormigón*, 2004,869,66-83.

[28] Domingo, J.L., Schuhmacher, M., "Niveles ambientales de metales y dioxinas en las proximidades de una planta cementera". *Residuos*, 2001,61,90-97.

[29] Ferré-Huguet, N., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., "Environmental impact and human health risks of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the

vicinity of a new hazardous waste incinerator: A case study". *Environmental Science and Technology*, 2006,40,61-66.

[30] Mari, M., Nadal, M., Ferré-Huguet, N., Schuhmacher, M., Borrajo, M.A., Domingo, J.L., "Monitoring PCDD/Fs in soil and herbage samples collected near a hazardous waste incinerator. Health risks for the population living nearby". *Human and Ecological Risk Assessment*, 2007,13,1255-1270.

[31] Sardans, J., Peñuelas, J., "Trace element accumulation in the moss *Hypnum cupressiforme* Hedw. and the trees *Quercus ilex* L. and *Pinus halepensis* Mill. in Catalonia". *Chemosphere*, 2005,60,1293-1307.

[32] Nouwen, J., Cornelis, C., De Fre, R., Wevers, M., Viaene, P., Mensink, C., Patyn, J., Verschaeve, L., Hooghe, R., Maes, A., Collier, M., Schoeters, G., Van Cleuvenbergen, R., Geuzens, P., "Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium)". *Chemosphere*, 2001,43,909-923.

[33] Domingo, J.L., Agramunt, M.C., Nadal, M., Schuhmacher, M., Corbella, J., Health "Risk assessment of PCDD/PCDF exposure for the population living in the vicinity of a municipal waste incinerator". *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2002,43,461-465.

[34] van Leeuwen, F.X.R., Feeley, M., Schrenk, D., Larsen, J.C., Farland, W., Younes, M., "Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited". *Chemosphere*, 2000,40,1095-1101.

[35] Kao, W.Y., Ma, H.W., Wang, L.C., Chang-Chien, G.P., "Site-specific health risk assessment of dioxins and furans in an industrial region with numerous emission sources". *Journal of Hazardous Materials*, 2007,145,471-481.

[36] Llobet, J.M., Martí-Cid, R., Castell, V., Domingo, J.L., "Significant decreasing trend in human dietary exposure to PCDD/PCDFs and PCBs in Catalonia, Spain". *Toxicology Letters*, 2008,178,117-126.

[37] US EPA, *Preliminary Remediation Goals*. 2004: Disponible en <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/index.html>.