

**ALLA COMMISSIONE EUROPEA**  
**Direzione Generale Ambiente**  
**Direzione D - Applicazione, *governance* e semestre europeo**  
**ENV.D.2 - Applicazione, politica di coesione e semestre europeo, Gruppo 2**  
**Rue de la Loi, 200 B-1049 Bruxelles**  
**alla cortese attenzione del Capo Unità Ion CODESCU**

Si fa riferimento alla comunicazione interlocutoria datata 26 novembre 2014, prot. ENV.D.2/LS/vf/CHAP(2014)03643, con la quale codesta Direzione Generale Ambiente della Commissione Europea ha chiesto alle scriventi Associazioni ulteriori specificazioni ed evidenze sui motivi della denuncia.

Con la presente, si intende, pertanto, fornire compiutamente i necessari riscontri, onde integrare le informazioni e le argomentazioni scientifiche inizialmente riferite e chiarire, in modo più circostanziato e documentato, la fondatezza dei motivi della denuncia.

In particolare, si evidenzia che il criterio fondante e fondato della denuncia avverso lo Stato Italiano per l'impropria applicazione della cessazione della qualifica di rifiuto al CSS-combustibile, in assenza di una corrispondente previsione a livello UE, risiede nella manifesta carenza di una delle quattro condizioni prescritte dall'art. 6 della Direttiva 2008/98/CE, che costituiscono il presupposto per la cessazione della qualifica di rifiuto e, nello specifico, di quella secondo cui:

***«l'utilizzo della sostanza o dell'oggetto non porterà ad impatti complessivi negativi sull'ambiente o sulla salute umana»***  
***(art. 6, § 1, lettera d, Direttiva 2008/98/CE).***

A tale proposito, si rimettono, nell'Allegato denominato <<Impatto sull'ambiente e sulla salute umana>>, le pertinenti considerazioni di merito accompagnate da evidenze scientifiche, predisposte allo scopo di consolidare le motivazioni precipue della denuncia del 6 novembre 2014, ricavate dalla letteratura scientifica e dalle elaborazioni direttamente conseguenti.

Dalle argomentazioni rassegnate nel citato Allegato, cui si fa rinvio, emerge nettamente come la disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto di determinate tipologie di combustibili solidi secondari (CSS) abbia impatti complessivi negativi sull'ambiente e sulla salute umana, soprattutto quando il CSS è utilizzato negli impianti per la produzione di clinker/cemento, tecnologicamente non adeguati a tale scopo e progettati con altre finalità.

Avuto riguardo alle predette specificazioni ed evidenze di ordine scientifico si dimostra l'impatto negativo sull'ambiente e sulla salute umana derivante dall'applicazione del decreto del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare 14 febbraio 2013, n. 22, adottato in palese violazione dell'art. 6, § 1, lettera d, Direttiva 2008/98/CE;

dovendosi, in ogni modo, tenere conto dell'eccezionale cautela che deve guidare tutte le scelte che incidono su diritti inviolabili, tutelati dalla normativa di livello europeo e dalla Costituzione Italiana, nonché dei principi fondamentali della precauzione e del livello elevato di protezione della salute, di cui agli articoli 35 della Carta dei diritti fondamentali dell'Unione Europea e 191, comma 2, del Trattato di funzionamento dell'Unione Europea (TFUE), cui fa espresso rinvio il decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152; principi riconosciuti, altresì, dall'articolo 117, comma 1, della Costituzione Italiana;

si è certi che codesta Commissione Europea, dando seguito alla presente denuncia e convenendo sul fatto che il decreto del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare 14 febbraio 2013, n. 22 si pone in contrasto con il diritto comunitario, voglia avviare il procedimento d'infrazione nei confronti dello Stato Italiano e adottare le determinazioni conseguenti.

Roma, 21 dicembre 2014

## ALLEGATO

Decreto del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare 14 febbraio 2013, n. 22, concernente <<Regolamento recante disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto di determinate tipologie di combustibili solidi secondari (CSS), ai sensi dell'articolo 184 ter, comma 2, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, e successive modificazioni>>:

### IMPATTO SULL'AMBIENTE E SULLA SALUTE UMANA

**Autore: Agostino DI CIAULA, MD**

***International Society of Doctors for Environment (ISDE)***

#### **Introduzione**

Il presente documento è finalizzato a fornire elementi a sostegno dell'evidenza che l'applicazione del decreto del Ministero dell'Ambiente del 14 febbraio 2013, n. 22 di emanazione del regolamento recante la disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto di determinate tipologie di combustibili solidi secondari (CSS), può avere **impatti complessivi negativi sull'ambiente e sulla salute umana**, soprattutto **quando il CSS sia utilizzato negli impianti per la produzione di clinker/cemento, tecnologicamente non adeguati a tale scopo e progettati con altre finalità**.

I dati di seguito illustrati a sostegno di tale affermazione si basano, in sintesi, sui seguenti elementi principali:

1. L'impiego di CSS nei cementifici in sostituzione di percentuali variabili di combustibili fossili causa produzione ed emissione di **metalli pesanti** tossici per l'ambiente e dannosi per la salute umana in misura significativamente superiore a quella rilevabile in seguito all'utilizzo di CSS in impianti progettati per questo scopo (gli inceneritori "classici") e, negli stessi cementifici, in misura maggiore rispetto al solo utilizzo di combustibili fossili.
2. Il decreto citato consente la presenza nel CSS di cloro sino a una quantità pari all'1% s.s.. Questo è in grado di incrementare le emissioni nell'ambiente di **diossine, PCB e altri composti tossici clorurati persistenti** con conseguenze negative sulla salute umana e in palese violazione della Convenzione di Stoccolma sui POPs.
3. L'utilizzo del CSS nel ciclo di produzione del cemento prevede l'incorporazione delle **ceneri tossiche** prodotte dalla sua combustione nel cemento/clinker prodotto. Questo causa potenziale rilascio di sostanze tossiche nell'ambiente e incremento del rischio occupazionale di lavoratori inconsapevolmente esposti a sostanze bio-tossiche a vari livelli.

## **1. Co-combustione di CSS nei cementifici ed emissioni di metalli pesanti**

I metalli pesanti sono sostanze che, quando emesse nell'ambiente, sono in grado di determinare un aumento del rischio sanitario per i residenti a causa della loro non biodegradabilità (persistenza nell'ambiente), della capacità di trasferirsi con la catena alimentare e di accumularsi progressivamente in tessuti biologici (vegetali, animali, umani).

Per la maggior parte di questi microinquinanti, inoltre, non è determinabile una soglia sotto la quale non siano in grado di causare conseguenze patologiche sull'organismo umano.

**La combustione di CSS in impianti non tecnologicamente progettati per questa funzione, come i cementifici, genera un'emissione di metalli pesanti quantitativamente superiore rispetto alla combustione del CSS negli inceneritori classici e, negli stessi cementifici, rispetto al solo utilizzo di combustibili fossili.**

È stato dimostrato che, per alcuni metalli pesanti (soprattutto quelli dotati di maggiore volatilità), il fattore di trasferimento di queste sostanze dal combustibile derivato da rifiuti alle emissioni dell'impianto è di gran lunga maggiore nel caso dei cementifici, quando confrontati con gli inceneritori classici <sup>1</sup>.

Ad esempio, come mostrato nella Tabella (vedi **Figura 1**) estratta dalla referenza citata<sup>1</sup>, il fattore di trasferimento del mercurio (Hg) da combustibile derivato da rifiuti a emissioni gassose è pari al 5% quando questo viene utilizzato negli inceneritori, mentre è del 49% nel caso di utilizzo nei cementifici.

Fattori di trasferimento considerevolmente maggiori per i cementifici sono anche evidenti nel caso del cadmio, sostanza riconosciuta come cancerogeno certo (gruppo 1) dalla IARC (emissioni percentuali 3.7 volte maggiori nel caso dei cementifici) e del piombo (fattore di trasferimento percentuale 203 volte maggiore nel caso dei cementifici).

**Figura 1.** (Fonte: vedi ref.<sup>1</sup>)

Table 3  
Transfer factors to waste gas for RDF contaminants, in the case of incineration and co-combustion in cement kilns

	Transfer factors (TF) for RDF		Transfer factors (TF) for waste solvents
	TF to waste gas for incinerators (%)	TF to waste gas for cement kilns (%)	TF to waste gas for cement kilns (%)
Chlorine	0.08	3.4	–
Sulphur	0.1	3.1	–
Cadmium	0.5	1.873	4.32
Thallium	0.065	0.875	2.81
Mercury	5	49	24.96
Antimony	0.004	0.042	–
Arsenic	0.001	0.020	0.01
Lead	0.005	1.015	0.21
Chromium	0.005	0.018	0.01
Cobalt	0.005	0.014	–
Copper	0.005	0.040	0.01
Manganese	0.005	0.010	–
Nickel	0.005	0.019	0.001
Vanadium	0.005	0.050	–
Tin	0.005	0.043	–
Zinc	No data	0.437	0.18

Tali risultati hanno portato gli Autori dello studio citato ad affermare, in merito all'utilizzo di combustibile derivato da rifiuti nei cementifici, che: ***“Some danger could arise as far as heavy metals are concerned, chiefly the more volatile ones, due to their presence in the substitution fuels and their transfer factors to gaseous emissions”***<sup>1</sup>.

Il decreto CSS “end of waste”, approvato in Italia, prevede la presenza, nel CSS, di una serie di metalli pesanti il cui trasferimento nelle emissioni dei cementifici può causare gravi danni all'ambiente e alla salute dei residenti nei territori limitrofi, anche in considerazione del volume delle emissioni gassose di questi impianti (in media 550,000 Nm<sup>3</sup>/ora), notevolmente maggiore rispetto al volume di emissioni gassose degli inceneritori (in media 90,000 Nm<sup>3</sup>/ora).

Come mostrato nella **Figura 2**, il decreto citato prevede la presenza, nel CSS, di quantità rilevanti di arsenico, cadmio, cromo e nichel, metalli pesanti inclusi nel gruppo 1 IARC (cancerogeni certi). A questi si sommano altri metalli (ad es. il piombo) in grado di determinare conseguenze patologiche anche di tipo non oncologico (ad es. danni dello sviluppo neuro-cognitivo e comportamentale) a elevato costo sanitario e sociale.

**Figura 2. I metalli pesanti nel CSS**

Decreto CSS "end of waste": i metalli pesanti nel CSS			
Parametri chimici			
Antimonio (Sb)	mediana	mg/kg s.s.	50
Arsenico (As)	mediana	mg/kg s.s.	5
Cadmio (Cd)	mediana	mg/kg s.s.	4
Cromo (Cr)	mediana	mg/kg s.s.	100
Cobalto (Co)	mediana	mg/kg s.s.	18
Manganese (Mn)	mediana	mg/kg s.s.	250
Nichel (Ni)	mediana	mg/kg s.s.	30
Piombo (Pb)	mediana	mg/kg s.s.	240
Rame (Cu)	mediana	mg/kg s.s.	500
Tallio (Tl)	mediana	mg/kg s.s.	5
Vanadio (V)	mediana	mg/kg s.s.	10
Σ metalli [Sb,As,Cr, Cu,Co, Pb,Mn,Ni,V]	mediana	mg/kg s.s.	--

La "Tabella 1" del citato decreto ("Classificazione dei combustibili solidi secondari (CSS)", Vedi **Figura 3**) mostra un valore limite del mercurio (Hg) di **0.06 mg/MJ t.q.**

**Figura 3.** Fonte: Decreto "end of waste" del CSS

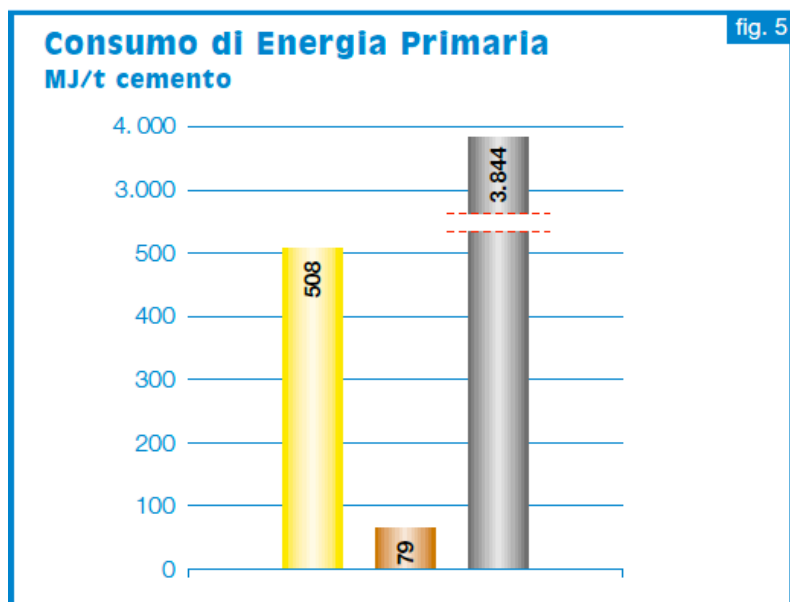
*Tabella 1 - Classificazione dei combustibili solidi secondari (CSS) (da UNI EN 15359)*

Caratteristiche di classificazione							
Caratteristica	Misura statistica	Unità di misura	Valori limite per classe				
			1	2	3	4	5
PCI	media	MJ/kg t.q.	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Cl	media	% s.s.	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3
Hg	mediana	mg/MJ t.q.	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	80° percentile	mg/MJ t.q.	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00

Applicando quanto descritto sino ad ora a un esempio pratico:

il cementificio "Buzzi Unicem" di Barletta ha un consumo di energia primaria pari a 3,884 MJ/ton cemento (Fonte: documentazione "Buzzi Unicem", **Figura 4**)

**Figura 4.** Consumo di energia primaria cementificio “Buzzi Unicem” di Barletta.



Nello stesso impianto, il contributo termico derivante dall'utilizzo di rifiuti come combustibile ha raggiunto il 37.5% (25.895 t). Dunque,  $1,442 \text{ MJ/t cemento} \times 0.06 \text{ mg Hg}$  (valore limite concesso dal decreto) = 86.5 mg Hg/ton cemento prodotto.

Considerata la produzione annua di cemento dell'impianto in esame (1.1 milioni di t/anno) e il fattore di trasferimento del Hg dimostrato per i cementifici (pari al 49%<sup>1</sup>), si avrà che una sostituzione di combustibili fossili con il 37,5% di CSS produrrà circa **95.2 Kg di mercurio/anno (46.6 Kg finirà nelle emissioni, 48.5 nelle ceneri)**.

Nonostante le misure tecnologiche di limitazione delle emissioni adottate dai cementifici, considerato l'elevato volume di fumi emessi da tali impianti, la quantità totale di Hg che raggiungerà l'ambiente sarà, comunque, tale da incrementare in maniera significativa il rischio sanitario dei residenti nei territori limitrofi.

Limitando l'analisi al solo mercurio, è stato calcolato che ogni anno in Europa nascono oltre due milioni di bambini con livelli di mercurio oltre il limite considerato "di sicurezza" dall'OMS (380,000 in Italia). Si valuta che questo comporti la perdita di oltre 60,000 punti di Quoziente Intellettivo/anno. Considerato che la perdita di un punto di QI è valutata oltre 17,000 euro, la prevenzione dell'esposizione al solo mercurio comporterebbe un beneficio economico da 8 a 9 miliardi di euro/anno<sup>2</sup>.

Pur tralasciando l'incremento del rischio sanitario da emissione di metalli pesanti cancerogeni presenti nel CSS (arsenico, cadmio, cromo, nichel), problemi altrettanto rilevanti derivano dalla presenza, concessa nel CSS, di quantità rilevanti di **piombo** (vedi **Figura 2**).

Come descritto in precedenza, il fattore di trasferimento del piombo dal CSS alle emissioni è circa 203 volte maggiore nei cementifici, rispetto agli inceneritori tradizionali, e i valori emissivi sono resi, nel caso dei cementifici, ancora più problematici da un volume medio di fumi emessi circa cinque volte maggiore nei cementifici rispetto agli inceneritori classici.

Anche per il piombo, come per gli altri metalli pesanti, il rispetto dei limiti di legge non è in grado di tutelare adeguatamente l'età pediatrica. L'esposizione a piombo, infatti, come quella da mercurio, inizia durante la vita fetale (in utero) e comporta un accumulo progressivo e irreversibile nell'organismo. Per limitarsi all'assunzione di piombo attraverso l'acqua potabile, secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità (*"Lead in Drinking water" – World Health Organization, 2011*), l'assunzione di acqua con concentrazioni di piombo pari a soli 5 µg/L comporta un apporto totale di piombo che varia da 3.8 µg/giorno in età pediatrica a 10 µg/giorno per un adulto. Nello stesso rapporto del WHO si afferma che non è identificabile una soglia minima sotto la quale l'assunzione di piombo non causi conseguenze patologiche, soprattutto in epoca fetale e in età pediatrica.

Indipendentemente dalle considerazioni sulla cancerogenicità (il piombo è inserito nel gruppo 2 della IARC), come evidenziato da un recente e autorevole rapporto del CDC (*Center for Disease Control and Prevention, "Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention", gennaio 2012*), l'esposizione a piombo in età pediatrica è associata a grave riduzione del quoziente intellettivo e a deficit dello sviluppo cognitivo, a effetti cardiovascolari, immunologici e endocrini anche per concentrazioni ematiche molto basse ( $\leq 5$  µg/dL). Per questo il CDC sollecita qualunque precauzione possibile finalizzata a ridurre l'esposizione a piombo delle donne in gravidanza e in età pediatrica, compresa l'assunzione con la dieta.

I dati del registro europeo delle emissioni inquinanti (**Figura 5**) mostrano che il cementificio "Buzzi Unicem" di Barletta ha emesso nel solo anno 2009 (co-combustione già presente) 116Kg di **rame** e 115 Kg di **Nickel** (quest'ultimo cancerogeno del gruppo 1 IARC).



**Figura 5.** Dati E-PRTR del cementificio Buzzi Unicem di Barletta

**E-PRTR**  
The European Pollutant Release and Transfer Register

Facility: CEMENTERIA DI BARLETTA  
Address: Via Andria 63, 70051, BARLETTA  
Country: Italy  
Year: 2009 (published: 26 May 2014)  
Regulation: E-PRTR Regulation

All values are yearly releases.  
For information of pollutants click here.

Releases to air

Pollutant name	Total	Accidental	Accidental %	Method	Method used	Confidential
Carbon monoxide (CO)	875 t	0	0 %	Measured	PER PER*Misurazioni in continuo NDIR	
Carbon dioxide (CO2)	461.000 t	0	0 %	Calculated	PER PER*DEC/RAS/2003/87/CE	
Copper and compounds (as Cu)	116 kg	0	0 %	Measured	OTH UNI EN 14385:2004	
Nickel and compounds (as Ni)	115 kg	0	0 %	Measured	OTH UNI EN 14385:2004	
Nitrogen oxides (NOx/NO2)	897 t	0	0 %	Measured	PER PER*Misurazioni in continuo NDIR	

Group 1: Carcinogenic to humans

Dati forniti dalla stessa “Buzzi Unicem” (Fonte: documentazione tecnica ufficiale presentata per rinnovo AIA) relativi a esperienze pilota di combustione di CSS nel cementificio, mostrano come il co-incenerimento di 8.3t/h di CSS (pari a 200t/g, 52% di sostituzione calorica) ha causato un incremento delle emissioni di inquinanti da 2 a 4.5 volte maggiore rispetto all’utilizzo dei soli combustibili fossili (Figura 6).

**Figura 6.** Confronto emissioni del cementificio “Buzzi Unicem” di Barletta senza (media 2008) e con (media ottobre 2009) co-combustione di CSS.

BUZZI UNICEM S.p.A.

Unità Produttiva di Barletta (BT)

**Autorizzazione Integrata Ambientale**

Barletta - Confronto dati storici e valori medi di ottobre 2009

Parametri	U.M.	Media 2008	Media 1°e 2° campagna 2009	Media ottobre 2009
Polveri	mg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	17,39	12,33	5,65
Ossidi di azoto (espressi come NO <sub>2</sub> )	mg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	570,9	668,8	487,2
Ossidi di zolfo (espressi come SO <sub>2</sub> )	mg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	76,85	17,18	53,80
Acido cloridrico	mg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	3,91	2,02	5,15
Acido fluoridrico	mg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	0,14	0,04	0,12
Sostanze organiche (come COT)	mg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	6,66	6,36	13,09
Hg	µg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	0,95	0,89	< 0,18
Cd + TI	µg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	1,90	4,39	5,73
Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V	µg/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	33,65	165,8	151,24
Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)	ng/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	89,31	179,9	160,17
Somma PCDD + PCDF	pgTE/Nm <sup>3</sup> rif. 10% O <sub>2</sub>	12,13	4,18	1,19

X 2  
X 3  
X 4.5  
X 2

“indagini analitiche eseguite nel mese di ottobre 2009 durante il co-incenerimento di 8,3 t/h (pari a 200 t/g, con 52% di sostituzione calorica) di CSS, costituito da plastiche e gomme triturate”. (Fonte: BU)

L'emissione di **Cd+Tl**, ad esempio, è risultata pari a 5.73 µg/Nm<sup>3</sup> (**triplo** rispetto all'utilizzo dei soli combustibili fossili, 1.9 µg/Nm<sup>3</sup>). Considerato il volume di emissione dei fumi dello stesso impianto (550,000 m<sup>3</sup>/hr), nel solo mese di ottobre 2009 la combustione di CSS nel cementificio "Buzzi Unicem" di Barletta ha causato dunque l'emissione di circa 2 Kg di Cadmio e Tallio nell'ambiente. Nello stesso mese, le emissioni calcolate di **Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Ms+Ni+V** sono state pari a circa **49 Kg** (circa **4.5 volte maggiori** rispetto all'utilizzo dei soli combustibili fossili).

## **2. Emissione di diossine**

Il decreto "end of waste" per il CSS consente la presenza in esso di **cloro sino ad una quantità pari all'1% s.s.** (vedi **Figura 3**).

Tale quantità è da considerarsi ad alto rischio per la formazione e la conseguente emissione in atmosfera di diossine (delle quali il cloro è precursore) e altri composti tossici clorurati da parte dei cementifici che impieghino la co-combustione di CSS in sostituzione dei combustibili fossili.

Le alte temperature presenti in alcuni punti del ciclo produttivo di questi impianti favoriscono la disgregazione di diossine. Tuttavia, evidenze scientifiche mostrano con chiarezza come, sebbene le molecole di diossina abbiano un punto di rottura del loro legame a temperature superiori a 850°C, durante le fasi di raffreddamento (nella parte finale del ciclo produttivo la temperatura scende sino a circa 300°C) esse si riaggregano e si riformano<sup>3</sup>, comparando di conseguenza nelle emissioni.

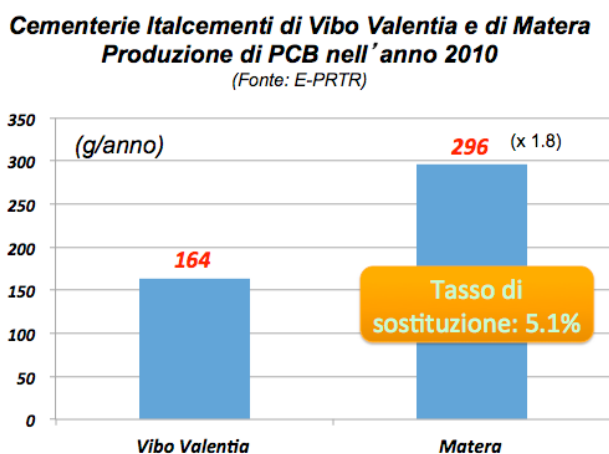
Rapporti SINTEF<sup>4</sup> e pubblicazioni scientifiche internazionali documentano la produzione di diossine e di naftaleni policlorurati<sup>5,6</sup> da parte di cementifici con pratiche di co-combustione e un recente studio ha dimostrato quantità considerevoli di diossine nella polvere domestica di case localizzate nei territori limitrofi a cementifici con co-combustione di rifiuti<sup>7</sup>. Un altro recente studio ha dimostrato un aumentato rischio di linfoma non-Hodgkin (una neoplasia già in precedenza messa in relazione alle emissioni di diossine) nei residenti entro 3Km da cementifici che bruciano rifiuti<sup>8</sup>.

La Convenzione di Stoccolma (2001) richiede la messa in atto di tutte le misure possibili utili a ridurre o eliminare il rilascio nell'ambiente di composti organici clorurati (POPs) e i cementifici con co-combustione di rifiuti sono esplicitamente menzionati in essa (Annex C part II), come "*industrial source having the potential for comparatively high formation and release of these chemicals to the environment*".

Inoltre, anche quando le emissioni di diossine siano quantitativamente contenute, l'utilizzo di combustibile derivato da rifiuti può generare la produzione e l'emissione di ingenti quantità di PCB (concentrazioni migliaia di volte superiori<sup>4</sup>), composti simili alle diossine in termini di pericolosità ambientale e sanitaria e non normati in Italia.

I dati E-PRTR relativi all'anno 2010 possono essere utilizzati per confrontare le emissioni di PCB da due cementifici della stessa azienda ("Italcementi"), uno dei quali senza (Vibo Valentia), l'altro con (Matera) parziale sostituzione di CSS (5.1%) ai combustibili fossili (**Figura 7**) . Le emissioni di PCB sono state circa 1.8 volte superiori nell'impianto che ha utilizzato combustibile derivato da rifiuti, rispetto a quello alimentato con soli combustibili fossili.

**Figura 7.** Dati registro E-PRTR (anno 2010) relativi alla produzione di PCB nei cementifici "Italcementi" di Vibo Valentia e Matera



Le diossine sono composti non biodegradabili, persistenti nell'ambiente con una lunga emivita (che per alcuni congeneri arriva a superare il secolo<sup>9</sup>), trasmissibili con la catena alimentare e, soprattutto, bio-accumulabili.

La *Environmental Protection Agency* (USA EPA) ha recentemente ricalcolato il livello giornaliero di esposizione a diossine considerato non a rischio per l'organismo umano, che è pari a 0.7pg (0.0007ng) di diossine per Kg di peso corporeo<sup>10</sup>.

Anche qualora gli impianti di produzione di cemento riuscissero a rispettare la concentrazione-limite per le emissioni di diossine imposta dalla normativa nazionale (0.1 ng/Nm<sup>3</sup>), l'elevato volume medio di fumi in uscita dai cementifici (circa 500,000 m<sup>3</sup>/hr) determinerebbe la dismissione nell'ambiente di quantità assolute considerevoli di diossine

( $0,1\text{ng}/\text{m}^3 \times 500,000 \text{ m}^3 = 50,000\text{ng}/\text{hr}$ ), di molto al di sopra del quantitativo massimo in grado di tutelare il livello giornaliero di esposizione delle popolazioni residenti nei territori limitrofi determinato dalla EPA<sup>10</sup>, anche considerando che la maggior parte dei cementifici italiani sono localizzati in piena area urbana o al massimo entro 3Km dalla stessa.

### **3. Rischi ambientali e sanitari da riutilizzo delle ceneri da combustione nel clinker/cemento**

L'utilizzo di CSS nel ciclo produttivo del cemento prevede l'incorporazione delle ceneri tossiche da combustione nel clinker/cemento prodotto.

Numerose osservazioni sperimentali hanno dimostrato come gli eluati delle scorie pesanti siano tutt'altro che inerti.

Le scorie prodotte dalla combustione dei rifiuti sono caratterizzate da un elevato contenuto di prodotti chimici estremamente tossici, il cui rilascio nell'ambiente <sup>11</sup> può generare conseguenze gravi sulla salute umana<sup>12</sup>.

Inoltre, quando incorporate nel cemento, le caratteristiche fisiche di questo vengono alterate in maniera direttamente proporzionale alla quantità di scorie impiegate<sup>13</sup>, e nel breve termine le alterazioni causate dagli agenti atmosferici naturali non sembrerebbero garantire il mantenimento dei limiti imposti dalla legge<sup>14</sup>.

L'ossidazione dell'alluminio contenuto nei residui dell'incenerimento causa produzione di idrogeno nel concreto (tipo di cemento *Portland*), in entità tale da danneggiarlo <sup>15</sup>.

Le scorie pesanti costituiscono circa l'80% del residuo dell'incenerimento dei rifiuti e contengono varie sostanze a rischio di inquinamento ambientale quali diossine<sup>16</sup> (un kg di scorie pesanti contiene circa 34ng di diossine<sup>17</sup>), metalli pesanti<sup>18</sup> e composti organici di varia natura (principalmente composti aromatici)<sup>19</sup>.

Uno studio condotto sulla biotossicità di eluati di scorie pesanti prodotti da inceneritori operanti in Belgio, Francia, Germania, Italia, e Regno Unito, li ha classificati tutti come ecotossici<sup>20</sup>.

È stata dimostrata nelle scorie pesanti una elevatissima concentrazione di stronzio, che contribuisce in maniera significativa alla genotossicità di queste sostanze<sup>21</sup>, e di piombo<sup>22</sup>, che può arrivare sino ad un massimo di 19.6 mg/L <sup>23</sup>, una concentrazione significativamente superiore a quella concessa dalla normativa Europea (5 mg/l), che comunque prevede di ridurla<sup>24</sup>.

Notevoli rischi presenta la difficile stabilizzazione del cromo, soprattutto nella prospettiva di riutilizzo delle scorie per la preparazione di cemento <sup>25</sup>.

Shim e altri autori hanno dimostrato che la concentrazione di piombo nell'eluato delle scorie pesanti e leggere spesso eccedeva i limiti legali in due diversi Paesi <sup>26</sup>.

Test di lisciviazione sul cemento hanno dimostrato un significativo rilascio di arsenico, cromo, bario, antimonio, nichel, selenio, rame, zinco<sup>25</sup>, in alcuni casi con valori che eccedevano i limiti per il conferimento in discariche per inerti <sup>25</sup>.

Una recente osservazione condotta su ceneri prodotte da inceneritori di rifiuti urbani in Giappone ha segnalato la possibile presenza di radionuclidi già precedentemente al disastro di Fukushima<sup>27</sup>.

In un recente lavoro sulla biotossicità delle scorie prodotte da inceneritori di rifiuti è stata dimostrata la presenza di differenze significative nella concentrazione di metalli in eluati da scorie pesanti. Le concentrazioni valutate con metodica TCLP (*"Toxicity Characteristic Leaching Procedure"*) erano inferiori a quelle indicate dalla normativa di riferimento e, dunque, i materiali di provenienza venivano indicati come "non pericolosi". Dagli stessi materiali, tuttavia, una quantità di metalli notevolmente maggiore veniva estratta con metodica PBET (*"Physiologically Based Extraction Test"*), una tecnica che usa succo gastrico simulato come agente per l'estrazione di inquinanti al fine di valutare la loro bioaccessibilità a livello del tratto gastrointestinale. In questo modo venivano estratte concentrazioni considerevolmente superiori di rame (81–558 mg/kg) e piombo (28–267mg/kg) rispetto alla prima metodica. Gli autori concludevano che, "sebbene le scorie pesanti vengano classificate come materiale non pericoloso, queste dovrebbero essere usate con cautela e l'ingestione da parte delle popolazioni residenti [come avviene in materiali e suoli contaminati, n.d.r.] dovrebbe essere evitata". Nello stesso studio veniva dimostrata una evidente biotossicità acuta indotta da scorie pesanti classificate come "non pericolose"<sup>28</sup>.

Nelle scorie pesanti è stato anche dimostrato un elevato contenuto di idrocarburi policiclici aromatici (IPA), noti agenti cancerogeni, la cui concentrazione totale varia tra i 480 e i 3590 µg/kg, e la concentrazione della quota di IPA cancerogeni varia tra 89 e 438 µg/kg di scorie<sup>29</sup>.

I metalli pesanti possono migrare nel suolo e nelle falde idriche e rappresentare un serio rischio per la salute umana, trasmettendosi attraverso la catena alimentare ed esercitando azione genotossica<sup>30</sup> a causa della produzione di un danno ossidativo alle catene di DNA<sup>23, 31, 32</sup>. Questo particolare meccanismo di genotossicità si esercita anche per concentrazioni molto basse di singoli contaminanti<sup>33</sup>.

Il riutilizzo delle scorie, inoltre, costituisce un importante fattore di **rischio occupazionale**<sup>34</sup>,<sup>35</sup>, a causa principalmente dell'esposizione dei lavoratori a cromo e cadmio attraverso inalazione e assorbimento transdermico<sup>36</sup>.

Valutazioni eseguite su modelli animali, inoltre, hanno dimostrato che le emissioni derivanti da malte cementizie contenenti ceneri leggere derivate dalla combustione di rifiuti possono riesacerbare crisi asmatiche<sup>37</sup>.

In lavoratori esposti a ceneri da incenerimento contenenti IPA e diossine è stata segnalata una alterata espressione genica del citocromo CYP1B1 nei leucociti periferici, di entità tale da considerare questa alterazione come marker di danno biologico occupazionale <sup>38</sup>.

In risposta alle evidenze scientifiche descritte, la Danimarca ha rivisto in senso restrittivo la legislazione che regola l'utilizzo delle scorie pesanti nel settore delle costruzioni, proprio a causa del loro alto contenuto in metalli pesanti e sali e del loro rilascio nell'ambiente<sup>39</sup>.

Sarebbe auspicabile un simile atteggiamento legislativo da parte del nostro Paese, in attesa dell'abbandono progressivo e definitivo della tecnica dell'incenerimento a favore di altre strategie di gestione del ciclo dei rifiuti a cominciare dalla loro riduzione fino al recupero reale dei materiali, pratiche ormai ampiamente sperimentate, sicuramente più sostenibili dal punto di vista ambientale e sanitario e più socialmente ed economicamente vantaggiose per la comunità.

## References

1. Genon G, Brizio E. Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Manag.* 2008;28:2375-2385.
2. Bellanger M, Pichery C, Aerts D, et al. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. *Environ Health* 2013;12:3.
3. Cormier SA, Lomnicki S, Backes W, et al. Origin and health impacts of emissions of toxic by-products and fine particles from combustion and thermal treatment of hazardous wastes and materials. *Environ. Health Perspect.* 2006;114:810-817.
4. Sintef. Formation and Release of POPs in the Cement Industry. Second edition, 2006.
5. Chen CM. The emission inventory of PCDD/PCDF in Taiwan. *Chemosphere* 2004;54:1413-1420.
6. Hu J, Zheng M, Liu W, et al. Characterization of polychlorinated naphthalenes in stack gas emissions from waste incinerators. *Environ Sci Pollut Res Int* 2012.
7. Deziel NC, Nuckols JR, Colt JS, et al. Determinants of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in house dust samples from four areas of the United States. *Sci Total Environ* 2012;433:516-22.
8. Pronk A, Nuckols JR, De Roos AJ, et al. Residential proximity to industrial combustion facilities and risk of non-Hodgkin lymphoma: a case-control study. *Environ Health* 2013;12:20.
9. Geyer HJ, Schramm KW, Feicht EA, et al. Half-lives of tetra-, penta-, hexa-, hepta-, and octachlorodibenzo-p-dioxin in rats, monkeys, and humans--a critical review. *Chemosphere* 2002;48:631-644.
10. Agency USEP. EPA's Reanalysis of Key Issues Related to Dioxin Toxicity and Response to NAS Comments, Volume 1, 2012.
11. Aberg A, Kumpiene J, Ecke H. Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI). *Sci.Total Environ.* 2006;355:1-12.
12. Chen BY, Lin KL. Biotoxicity assessment on reusability of municipal solid waste incinerator (MSWI) ash. *J.Hazard.Mater.* 2006;136:741-746.
13. Maschio S, Tonello G, Piani L, et al. Fly and bottom ashes from biomass combustion as cement replacing components in mortars production: Rheological behaviour of the pastes and materials compression strength. *Chemosphere* 2011.

14. Gori M, Pifferi L, Sirini P. Leaching behaviour of bottom ash from RDF high-temperature gasification plants. *Waste Manag.* 2011;31:1514-1521.
15. Bertolini L, Carsana M, Cassago D, et al. MSWI ashes as mineral additions in concrete. *Cem.Concrete Res.* 2004;34:1899-1906.
16. Thacker N, Kashyap S, Sheikh J, et al. Dioxin releases in waste incinerations and thermal processes. *Bull.Environ.Contam Toxicol.* 2010;85:624-627.
17. Giugliano M, Cernuschi S, Grosso M, et al. PCDD/F mass balance in the flue gas cleaning units of a MSW incineration plant. *Chemosphere* 2002;46:1321-1328.
18. Gau S, Jeng W. Influence of ligands on metals leachability from landfilling bottom ashes. *J.Hazard.Mater.* 1998:59-71.
19. Lin YC, Yen JH, Lateef SK, et al. Characteristics of residual organics in municipal solid waste incinerator bottom ash. *J.Hazard.Mater.* 2010;182:337-345.
20. Lapa N, Barbosa R, Morais J, et al. Ecotoxicological assessment of leachates from MSWI bottom ashes. *Waste Manag.* 2002;22:583-593.
21. Huang WJ, Tang HC, Lin KL, et al. An emerging pollutant contributing to the cytotoxicity of MSWI ash wastes: strontium. *J.Hazard.Mater.* 2010;173:597-604.
22. Ibanez R, Andres A, Viguri JR, et al. Characterisation and management of incinerator wastes. *J.Hazard.Mater.* 2000;79:215-227.
23. Feng S, Wang X, Wei G, et al. Leachates of municipal solid waste incineration bottom ash from Macao: heavy metal concentrations and genotoxicity. *Chemosphere* 2007;67:1133-1137.
24. Ioannidis TA, Zouboulis AI. Detoxification of a highly toxic lead-loaded industrial solid waste by stabilization using apatites. *J.Hazard.Mater.* 2003;97:173-191.
25. Aubert JE, Husson B, Sarramone N. Utilization of municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash in blended cement Part 2. Mechanical strength of mortars and environmental impact. *J.Hazard.Mater.* 2007;146:12-19.
26. Shim YS, Rhee SW, Lee WK. Comparison of leaching characteristics of heavy metals from bottom and fly ashes in Korea and Japan. *Waste Manag.* 2005;25:473-480.
27. Iwahana Y, Ohbuchi A, Koike Y, et al. Radioactive nuclides in the incinerator ashes of municipal solid wastes before and after the accident at the Fukushima nuclear power plant. *Anal Sci* 2013;29:61-6.
28. Chou JD, Wey MY, Liang HH, et al. Biototoxicity evaluation of fly ash and bottom ash from different municipal solid waste incinerators. *J.Hazard.Mater.* 2009;168:197-202.



29. Johansson I, van BB. Polycyclic aromatic hydrocarbons in weathered bottom ash from incineration of municipal solid waste. *Chemosphere* 2003;53:123-128.
30. Akinbola TI, Adeyemi A, Morenikeji OA, et al. Hospital waste incinerator bottom ash leachate induced cyto-genotoxicity in *Allium cepa* and reproductive toxicity in mice. *Toxicol.Ind.Health* 2011;27:505-514.
31. BÇkaert C, Rast C, Ferrier V, et al. Use of in vitro (Ames and Mutatox tests) and in vivo (Amphibian Micronucleus test) assays to assess the genotoxicity of leachates from a contaminated soil. *Organ.Geochem.* 1999;30:953-962.
32. Radetski CM, Ferrari B, Cotelle S, et al. Evaluation of the genotoxic, mutagenic and oxidant stress potentials of municipal solid waste incinerator bottom ash leachates. *Sci.Total Environ.* 2004;333:209-216.
33. Hengstler JG, Bolm-Audorff U, Faldum A, et al. Occupational exposure to heavy metals: DNA damage induction and DNA repair inhibition prove co-exposures to cadmium, cobalt and lead as more dangerous than hitherto expected. *Carcinogenesis* 2003;24:63-73.
34. Chen HL, Chen IJ, Chia TP. Occupational exposure and DNA strand breakage of workers in bottom ash recovery and fly ash treatment plants. *J.Hazard.Mater.* 2010;174:23-27.
35. Liu HH, Shih TS, Chen IJ, et al. Lipid peroxidation and oxidative status compared in workers at a bottom ash recovery plant and fly ash treatment plants. *J.Occup.Health* 2008;50:492-497.
36. Shih HC, Ma HW. Life cycle risk assessment of bottom ash reuse. *J.Hazard.Mater.* 2011;190:308-316.
37. Cho A, Jang HS, Roh YS, et al. Detrimental effects of cement mortar and fly ash mortar on asthma progression. *Environ Toxicol Pharmacol* 2013;36:1087-96.
38. Hu SW, Chen CC, Kuo CY, et al. Increased cytochrome P4501B1 gene expression in peripheral leukocytes of municipal waste incinerator workers. *Toxicol Lett* 2006;160:112-20.
39. Hansen E. Livscyklusvurdering af deponeret affald. (Life Cycle Assessment of Landfilled Waste, in Danish). Copenhagen, Denmark: Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 2004.