

NUOVE PROSPETTIVE E PROBLEMATICHE DERIVANTI DALLA DILUIZIONE DI RESIDUI NORM NEI MATERIALI DA COSTRUZIONE

C. Nuccetelli*, S. Risica*, R. Trevisi°

*Istituto Superiore di Sanità, Roma

° INAIL- Settore Ricerca, Monteporzio Catone (RM)

ABSTRACT

Negli ultimi anni è emersa la consapevolezza della enorme quantità di residui prodotti dalle industrie NORM e dei problemi connessi allo stoccaggio in sicurezza di questi materiali. Questa consapevolezza ha dato il via ad attività e studi finalizzati a valutare la possibilità e la sostenibilità del loro riutilizzo come componenti di materiali da costruzione strutturali e di rivestimento, per esempio cemento, calcestruzzo e piastrelle. In diversi Paesi UE, infatti, sono in corso valutazioni di impatto radiologico della diluizione di fanghi rossi, derivanti dall'estrazione di alluminio dalla bauxite, e di ceneri di carbone sia volatili che pesanti. In questo lavoro, a partire dai dati di concentrazione di attività di materiali NORM raccolti nell'inventario europeo, e da altri dati di provenienza industriale, viene valutato l'impatto radiologico dell'eventuale utilizzo di questi residui.

INTRODUZIONE

In questi anni le autrici hanno svolto un'intensa attività di raccolta dei dati relativi al contenuto di radionuclidi naturali dei principali materiali da costruzione europei, che ha permesso la realizzazione di un *database*: l'analisi dei dati ha consentito di valutarne l'impatto radiologico e di effettuare stime di dose alla popolazione, sulla base del loro impiego [1,2]. Attualmente il *database* contiene informazioni su circa 10000 campioni, relativi a 25 dei 27 Paesi Membri dell'Unione Europea: mancano i dati dei materiali utilizzati a Malta e in Lituania. Per ciascun Paese UE non è stato possibile reperire informazioni per ogni categoria di materiale quindi, nelle analisi effettuate, il numero di Paesi è diverso.

Il crescente interesse dell'industria verso l'utilizzo di residui NORM come componenti/additivi di materiali tradizionali (cemento, calcestruzzo, ecc.) ha dato il via a attività e studi finalizzati a valutarne la possibilità e sostenibilità. Se l'industria ha un evidente vantaggio economico nella soluzione del problema dello smaltimento e/o deposito dei residui e nella disponibilità di materie prime a basso costo, si può anche ipotizzare una importante riduzione dell'impatto ambientale di questi materiali. Va comunque effettuata una approfondita analisi sul costo/beneficio dell'introduzione dei residui NORM nei materiali da costruzione, con una attenta valutazione del suo impatto sanitario. In questa prospettiva, le autrici hanno analizzato i dati relativi ai residui di lavorazioni industriali che storicamente hanno avuto un uso massiccio nell'edilizia, o che in futuro potrebbero averne in nuove applicazioni. I dati di questo tipo presenti nel *database* si riferiscono a circa 1300 campioni provenienti da 17 Paesi UE e sono relativi a:

- ceneri di carbone volatili e pesanti (circa 660 campioni);
- scorie metallurgiche (circa 140);
- fosfogessi (circa 300);
- altre tipologie (circa 270) non considerate nel presente lavoro.

Inoltre, per rendere più ampia la panoramica sui potenziali utilizzi dei residui NORM, le autrici hanno considerato anche dati di provenienza industriale, relativi ai fanghi rossi prodotti nel processo di estrazione dell'alluminio dalla bauxite.

Per valutare la dose gamma determinata dell'uso attuale e/o potenziale di questi residui NORM, sono stati scelti due approcci: quando il materiale finale è il calcestruzzo, è stato utilizzato l'indice I come formulato dalla guida RP112 [3] che studi precedenti hanno dimostrato garantire una stima conservativa. Nel caso in cui i materiali risultanti non siano

assimilabili al calcestruzzo per densità e/o spessore d'uso, è stato applicato un *room model* [4,5] che permette di calcolare il rateo di dose gamma *indoors* per qualunque tipo di materiale da costruzione.

DATI SUI RESIDUI

Le ceneri di carbone

Nel mondo ogni anno vengono prodotti circa 280 milioni di tonnellate di ceneri di carbone: di questi, 40 milioni sono utilizzate per la produzione di materiali da costruzione (mattoni, cementi, ecc), per la costruzione di strade (materiale di riempimento, produzione della miscela di asfalto, ecc.) [6]. Analizzando in dettaglio i dati presenti nel *database* europeo (666 campioni appartenenti a 13 Paesi Membri), si osserva che questi riguardano ceneri sia volatili (*fly ash*) che non (*bottom ash*). Le prime sono ceneri di carbone di granulometria compresa tra 0,5-300 μm , che trovano ampio utilizzo in edilizia, in agricoltura, nella costruzione di infrastrutture, ecc. Le ceneri pesanti, particelle di carbone incombuste di dimensioni maggiori, hanno gli stessi impieghi, ma necessitano preliminarmente di essere sottoposte a macinazione. In Figura 1 sono rappresentate le medie nazionali della concentrazione di attività di radionuclidi naturali nelle ceneri dei Paesi UE. I valori medi nazionali del torio-232 (tra 14 e 123 Bq kg^{-1}), del potassio-40 (tra 301 e 900 Bq kg^{-1}), ma soprattutto del radio-226 (tra 27 e 768 Bq kg^{-1}), mostrano una grande variabilità. La concentrazione media totale è di 174 Bq kg^{-1} per il ^{226}Ra , 81 Bq kg^{-1} per il ^{232}Th e 557 Bq kg^{-1} per il ^{40}K . Si conferma, quindi, l'elevato contenuto di radioattività naturale nelle ceneri di carbone utilizzate in Unione Europea rispetto sia al suolo europeo [7] che al cemento e al calcestruzzo [1], in particolare per quello che riguarda il radio-226.

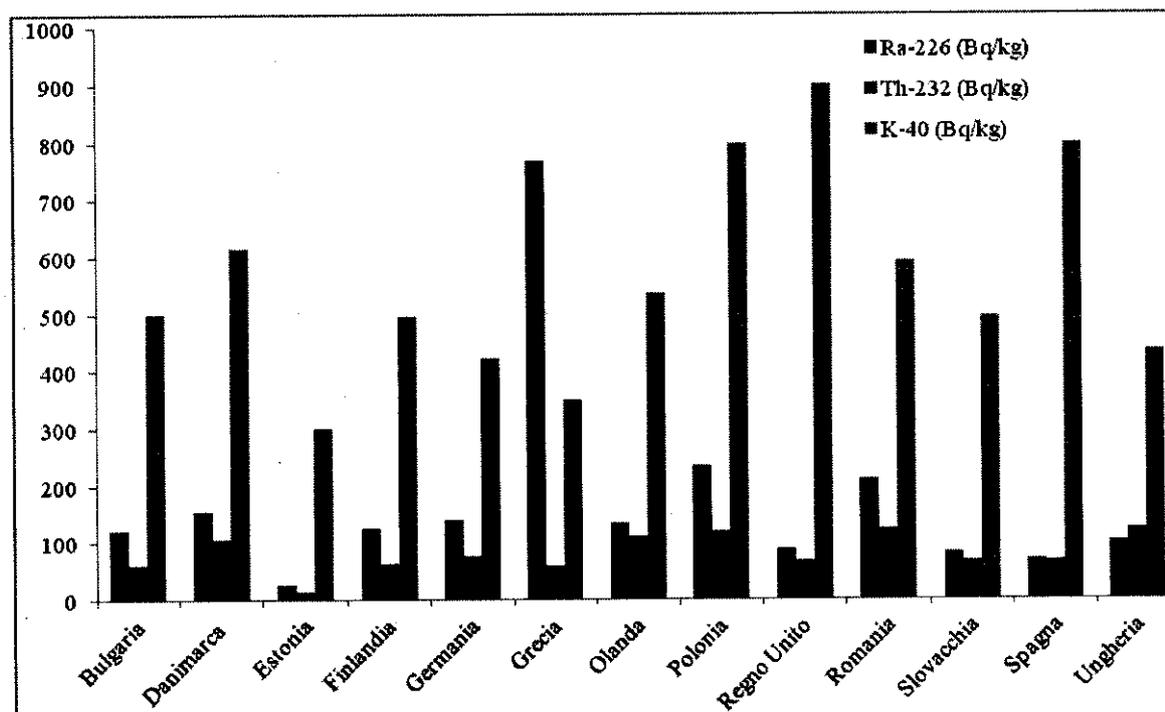


Figura 1: Concentrazione di attività (^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K) delle ceneri di carbone (666 campioni di 13 Paesi UE) – valori medi nazionali

Le scorie metallurgiche

Anche le scorie metallurgiche (*furnace slag*) sono considerate, più che un rifiuto, un sottoprodotto utilizzabile. Per le proprietà meccaniche, la resistenza ai fattori ambientali e la durata nel tempo, questi residui trovano impiego nella realizzazione dei sottfondi e dei manti stradali e, in particolare, le scorie da altoforno sono anche utilizzate nella produzione del cemento e nei calcestruzzi.

La sintesi dei dati inerenti questi residui (145 campioni in 7 Paesi UE) presenti nel *database* è riportata in Tabella 1 in cui si osserva un modesto contenuto di torio-232 e di potassio-40, mentre la concentrazione di radio-226 può essere significativa, come in Germania (378 Bq kg⁻¹) [8].

Paese UE	N di campioni	²²⁶ Ra (Bq kg ⁻¹)	²³² Th (Bq kg ⁻¹)	⁴⁰ K (Bq kg ⁻¹)
Belgio	1	85	41	
Finlandia	5	117		176
Germania	15	378	61	321
Grecia	1	15	1	20
Polonia	46	169	98	644
Romania	76	94	49	514
Ungheria	1	115	36	229
Media totale		139	48	317

Tabella 1: Concentrazione di attività (²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K) dei residui metallurgici (145 campioni in 7 Paesi UE)

I fosfogessi

I dati sulle concentrazioni di attività di radionuclidi naturali nei fosfogessi si riferiscono ai 311 campioni disponibili nel *database*. Questi provengono da 12 Paesi UE e sono riportati in Tabella 2 come medie nazionali. Il fosfogesso, come noto, trova largo impiego in edilizia al posto del gesso naturale quale componente degli intonaci, per la realizzazione di pareti divisorie, ecc. I dati utilizzati sono aggiornati rispetto a elaborazioni precedenti [1,2] e confermano nuovamente che in questo residuo il contenuto di radio-226 è molto elevato, circa 10 volte rispetto al valore del suolo europeo.

Paese UE	N di campioni	²²⁶ Ra (Bq kg ⁻¹)	²³² Th (Bq kg ⁻¹)	⁴⁰ K (Bq kg ⁻¹)
Belgio	32	272	21,4	
Bulgaria	2	209	17	3
Finlandia	17	306	23	17
Germania	4	168	30	110
Grecia	4	606	10	22
Olanda	21	418	32	60
Polonia	28	267	17	72
Portogallo	16	354,5	7	46
Regno Unito	91	1018	33	130
Repubblica Ceca	22	115	31	95
Romania	73	497	40	242
Slovenia	1	500	10	41
Media totale		394	23	77

Tabella 2 Concentrazione di attività (²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K) dei fosfogessi (311 campioni in 12 Paesi UE)

VALUTAZIONI RADIOPROTEZIONISTICHE SULLA DILUIZIONI DEI RESIDUI NORM NEI MATERIALI DA COSTRUZIONE

Aggiunta di ceneri di carbone e di scorie metallurgiche al cemento e calcestruzzo - applicazione dell'indice I_{RP112} anche con il contributo del radon

Sia le ceneri di carbone che le scorie metallurgiche – come già accennato – trovano ampio uso nella produzione di cemento: le ceneri di carbone, grazie alle loro caratteristiche simili a quelle della pozzolana, rendono il cemento più duraturo e resistente e rappresentano una valida componente del cemento pozzolanico; le scorie metallurgiche sono invece utilizzate per la loro di capacità di ridurre la permeabilità e aumentare la densità del prodotto finale. Negli ultimi anni si vanno sempre più estendendo gli studi per l'utilizzo di questi residui non

più solo come componente cementizia, ma anche come inerte fine e/o grossolano nella preparazione del calcestruzzo. Per valutare l'impatto radiologico di un uso estensivo di questi residui, sono state elaborate diverse ipotesi sulla composizione del cemento e del calcestruzzo, considerando che la composizione tipica del calcestruzzo è: 20% di cemento, 35% di materiale inerte fine (sabbia) e 50% di materiale inerte grossolano (ghiaia).

Le ipotesi relative all'aggiunta di ceneri di carbone e di scorie metallurgiche nel calcestruzzo sono descritte sinteticamente nel seguente schema:

Uso delle ceneri nel calcestruzzo:	Uso delle scorie metal. nel calcestruzzo
Ipotesi 1: 25% di ceneri nel cemento	Ipotesi 1: 50% di scorie nel cemento
Ipotesi 2: 25% di ceneri nel cemento + 35% come materiale inerte fine	Ipotesi 2: 50% di scorie nel cemento + 50% come materiale inerte grossolano

Per quanto riguarda le ceneri si è ipotizzata un'aggiunta del 25% al solo cemento impiegato nel calcestruzzo (ipotesi 1) oppure che le ceneri possano essere aggiunte anche quale materiale inerte fine in sostituzione della sabbia (ipotesi 2); analogamente, per le scorie metallurgiche le due ipotesi hanno considerato che questi residui possano essere utilizzati nel cemento (per un 50%), oppure anche quale materiale inerte grossolano al posto della ghiaia o del pietrisco. Nella composizione della miscela del calcestruzzo, alla sabbia e alla ghiaia, che notoriamente contengono una radioattività naturale trascurabile, è stata attribuita una concentrazione di attività di 1 Bq kg⁻¹ per ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K.

Le miscele di cui è stato valutato l'impatto radiologico sono state ottenute utilizzando i dati radiometrici di circa 2000 campioni di cementi di 21 Paesi UE (Tabella 3, tratta da [2]): la Tabella 3 evidenzia che le medie nazionali sono comprese tra 16 e 86 Bq kg⁻¹ per il ²²⁶Ra, tra 10 e 73 Bq kg⁻¹ per il ²³²Th e tra 24 e 357 Bq kg⁻¹ per ⁴⁰K.

Paese UE	N di	²²⁶Ra (Bq kg⁻¹)	²³²Th (Bq kg⁻¹)	⁴⁰K (Bq kg⁻¹)
Austria	19	27	14	210
Belgio	26	52	46	255
Bulgaria	1	29	19	160
Cipro	8	16	10	152
Danimarca	6	20	12	90
Finlandia	11	40	20	251
Francia	1	35	21	24
Germania	23	86	73	170
Grecia	183	85	19	257
Irlanda	3	60	11	131
Italia	200	41	63	357
Olanda	17	62	64	271
Polonia	344	73	66	353
Portogallo	8	31	19	256
Regno Unito	6	22	18	160
Repubblica Ceca	496	46	19	237
Romania	55	44	27	233
Slovacchia	6	35	18	223
Spagna	171	61	40	305
Svezia	30	53	54	224
Ungheria	400	30	22	218
Media totale		45	31	216

Tabella 3: Concentrazione di attività (²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K) del cemento (2013 campioni in 21 Paesi UE)

Una significativa aggiunta al cemento, e in particolare al calcestruzzo, di ceneri o scorie può portare a una più elevata concentrazione di attività di radio-226 con un conseguente aumento del contributo alla dose gamma. Per quanto riguarda il radon, i risultati di molti studi che dimostrano la riduzione dell'esalazione in presenza di ceneri nel cemento, sembrano non essere applicabili ad ambienti costruiti con pareti di grande spessore di calcestruzzo; studi attualmente in corso avrebbero infatti misurato una esalazione indipendente dalla presenza o meno di ceneri nel cemento [9].

Come è noto, negli anni passati diversi Paesi hanno elaborato strumenti computazionali (indici) per valutare il rischio radiologico connesso alla presenza di radionuclidi naturali nei materiali da costruzione: in diversi casi tali "indici" considerano il contributo dei materiali alla dose efficace indoor solo in termini di dose gamma, mentre in altri si tiene conto anche del contributo del radon esalato dalle pareti. Per stimare l'impatto radiologico conseguente all'aggiunta di residui NORM ai materiali strutturali tipici - in particolare cemento e calcestruzzo - è stato applicato l'indice di concentrazione di attività I (nel seguito indicato con I_{RP112}), come definito nella guida tecnica europea *Radiation Protection 112* [3]. Si ricorda che, nel caso di materiali strutturali, l'indice I_{RP112} deve essere ≤ 1 perché sia soddisfatto il criterio di dose di 1 mSv y^{-1} . In altri lavori le autrici avevano preso in considerazione anche altri due criteri di dose - 0,3 e $0,5 \text{ mSv y}^{-1}$ - ritenendo che 1 mSv y^{-1} fosse un valore di riferimento troppo alto, se si considera che è causato dai soli materiali da costruzione. Pur ritenendo ancora valido questo argomento, nel presente lavoro è stato scelto di adottare 1 mSv y^{-1} come unico livello di riferimento, per tener conto delle scelte operate in questo senso nella bozza di Direttiva europea [10].

Poiché l'aggiunta di ceneri di carbone e scorie metallurgiche porta a un significativo aumento del contenuto di radionuclidi naturali, soprattutto in termini di ^{226}Ra , è stato utilizzato anche l'indice $I_{RP112+Rn}$, elaborato a partire dall' I_{RP112} , per tener conto del contributo del radon esalato dal materiale:

$$I_{RP112+Rn} = (1 + \alpha) \frac{C_{\text{Ra-226}}}{300 \text{ Bqkg}^{-1}} + \frac{C_{\text{Th-232}}}{200 \text{ Bqkg}^{-1}} + \frac{C_{\text{K-40}}}{3000 \text{ Bqkg}^{-1}} \leq 1 \quad (1)$$

dove α è un fattore che tiene conto del potere di emanazione di radon, della densità e dello spessore delle pareti e della concentrazione media di radon outdoor (assunta pari a 10 Bq m^{-3}). Relativamente al radon indoor, il criterio di dose proposto è 3 mSv y^{-1} , corrispondente a circa 100 Bq m^{-3} nelle abitazioni [11]. Maggiori dettagli sono disponibili in [12].

L'applicazione di I_{RP112} e di $I_{RP112+Rn}$ ai materiali ottenuti nelle ipotesi sopra descritte, a partire dai dati radiometrici dei campioni di cemento di Tabella 3, permette di valutare la percentuale di campioni di calcestruzzo con un indice superiore a 1 (v. Tabella 4).

	Ipotesi 1 - aggiunta di residui nel cemento		Ipotesi 2 - aggiunta di residui nel cemento e come materiale inerte	
	$I_{RP112} > 1$	$I_{RP112+Rn} > 1$	$I_{RP112} > 1$	$I_{RP112+Rn} > 1$
Calcestruzzo con ceneri di carbone (666 campioni in 13 Paesi UE)	0%	0%	41%	65%
Calcestruzzo con scorie di acciaio (145 campioni in 7 Paesi UE)	0%	1%	32%	34%

Tabella 4: Percentuale di campioni che supera il valore scelto per gli indici I_{RP112} e $I_{RP112+Rn}$.

Nota: nei pochi campioni con informazioni incomplete, i dati mancanti sono stati ipotizzati pari a 1 Bq kg^{-1} .

Dai risultati di Tabella 4 si osserva che l'aggiunta di ceneri al cemento non comporta in alcun caso un indice I_{RP112} superiore a 1, anche se si tiene conto del contributo del radon. Diversamente, l'uso di ceneri anche quale materiale inerte, in sostituzione della sabbia, determina che il valore di I_{RP112} sia maggiore di 1 nel 41% dei campioni e, se teniamo conto del contributo del radon, la percentuale di campioni sale addirittura al 65%.

Per quanto riguarda le scorie metallurgiche, la situazione è analoga: se queste sono aggiunte solo nel cemento, nessun campione ha $I_{RP112} > 1$ e solo nell'1% dei campioni l'indice $I_{RP112+Rn}$ supera 1. Nel caso invece in cui le scorie siano presenti anche nella composizione del calcestruzzo quale materiale inerte grossolano, la percentuale di campioni con I_{RP112} e $I_{RP112+Rn}$ maggiori di 1 cresce oltre il 30%.

Uso dei fosfogessi come materiale strutturale - applicazione del *room model ISS*

Per ottenere una stima della esposizione potenziale della popolazione dell'Unione Europea alla radiazione gamma emessa dai radionuclidi naturali presenti nei materiali da costruzione, come già fatto in passato per i principali tipi di materiali da costruzione strutturali [4, 5], i valori di concentrazione di attività dei campioni di fosfogesso, raccolti nel *database*, sono stati utilizzati come dati input di un modello, il *room model ISS*, in cui si considera una "stanza standard", la stessa utilizzata nel RP112 [3], di 5m x 4m x 2,8m, che ha pareti, pavimento e soffitto di 20 cm di spessore. Nel calcolo della dose il modello considera solo il contributo della radiazione gamma. In questa elaborazione si è ipotizzato che due pareti, pavimento e soffitto fossero in calcestruzzo e due pareti di fosfogesso.

Nella Tabella 5 sono riportati i risultati dell'applicazione del *room model ISS*, espressi in rateo di dose gamma ($nGy h^{-1}$), ottenuti utilizzando i valori nazionali medi, minimi e massimi di concentrazione di attività del fosfogesso e del calcestruzzo. Se analizziamo i valori medi possiamo notare che, tranne il caso del Regno Unito ($258 nGy h^{-1}$), per tutti i Paesi UE il rateo di dose gamma è stimato al di sotto dei $250 nGy h^{-1}$, corrispondente a una dose efficace di $1 mSv y^{-1}$. Tuttavia, se si osserva la colonna relativa ai valori massimi, appare evidente che 7 Paesi su 10 superano il suddetto valore di riferimento. Il risultato di questa elaborazione porta a concludere che un massiccio utilizzo del fosfogesso – ad esempio per la costruzione di pareti divisorie - potrebbe determinare un aumento non trascurabile della dose gamma alla popolazione.

Paese UE	Pavimento + soffitto + 2 pareti in calcestruzzo + 2 pareti fosfogesso (nGy/h)		
	Media	Max	Min
Belgio	85	168	18
Bulgaria	98	153	44
Finlandia	155	274	77
Germania	155	318	67
Grecia	132	196	101
Olanda	135	438	26
Polonia	224	369	115
Portogallo	184	439	3
Regno Unito	258	359	144
Repubblica Ceca	97	n.d.	n.d.
Romania	209	361	60
Slovenia	188	n.d.	n.d.

Tabella 5: rateo di dose gamma indoor nei diversi Paesi della UE, calcolato nella "stanza standard" con ipotesi ragionevoli sull'uso dei materiali da costruzione (fosfogesso) - (dati di 311 campioni in 12 Paesi UE) (nota: n.d.=dato non disponibile)

I FANGHI ROSSI

I fanghi rossi (RM da *red muds*) sono un residuo NORM prodotto nell'estrazione dell'alluminio dalla bauxite per attacco alcalino. L'utilizzo industriale dei fanghi rossi nella produzione di materiali da costruzione è ancora limitato a materiali di rivestimento - soprattutto piastrelle. L'elevato contenuto di radioattività e di inquinanti chimici (in particolare cromo) va seriamente considerato per il possibile rilascio di sostanze tossiche e radioattive durante il "ciclo di vita" del materiale, non ultimo lo smantellamento. In questo lavoro è stato considerato solo l'impatto radiologico di questi materiali.

Per valutare l'impatto radiologico dei fanghi rossi diluiti nei materiali da costruzione, sono state calcolate le stime di dose ipotizzando diverse percentuali di aggiunta, dal 10 al 50%, di questi residui alla miscela di preparazione di un materiale di rivestimento, ad esempio piastrelle. I risultati ottenuti dall'applicazione del *room model ISS* sono compresi tra 0,03 e 0,54 mSv y^{-1} . Se a questi ipotetici materiali di rivestimento si applicasse l'indice I_{RP112} , si otterrebbero valori dell'indice ben al di sotto del valore di riferimento (per i materiali di rivestimento $I_{RP112} \leq 6$ per un criterio di dose pari a 1 mSv y^{-1}); infatti, nell'ipotesi peggiore, I_{RP112} è pari a 4.

Diversa sarebbe la situazione se i fanghi rossi fossero aggiunti alla miscela di produzione dei mattoni pieni. Anche in questo caso, per la stima dell'impatto radiologico, è stato applicato il *room model ISS*, ipotizzando una stanza costituita da 4 quattro pareti di mattoni pieni, pavimento e soffitto in calcestruzzo.

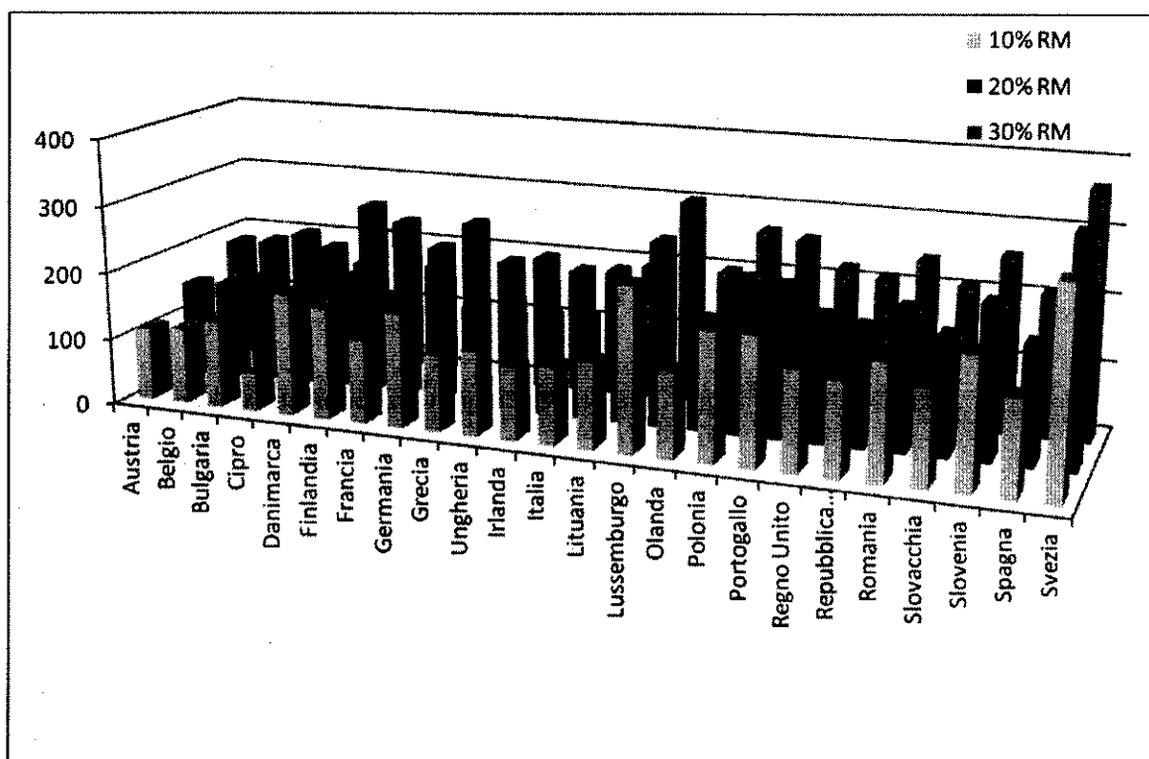


Figura 2: rateo di dose gamma indoor – in nGy/h nei diversi Paesi della UE, calcolato nella "stanza standard" con una ragionevole ipotesi sull'uso dei materiali da costruzione (fanghi rossi a diverse percentuali)

Per determinare il contributo del calcestruzzo alla dose gamma, sono state utilizzate le concentrazioni di attività medie nazionali relative ai vari nuclidi di ogni Paese UE [2], e per la stima del contributo delle pareti si è ipotizzata un'aggiunta di fanghi rossi in diverse percentuali (10, 20 e 30%) ai valori di concentrazione di attività medi nazionali relativi ai mattoni. In questo caso non è stato possibile valutare i minimi e i massimi delle dosi, come in

Tabella 4, per la mancanza di dati nazionali di fanghi rossi. Un quadro della situazione nei vari Paesi UE è rappresentato in Figura 2.

Se l'aggiunta di fanghi rossi fosse del 10%, si otterrebbe un rateo di dose gamma maggiore di 250 nGy/h (corrispondente ad una dose efficace di 1 mSv y^{-1}) solo in un Paese (la Svezia), mentre se l'aggiunta fosse del 20 o del 30% il numero di Paesi aumenterebbe rispettivamente a 2 o a 6 su 24.

CONCLUSIONI

E' confermato che l'utilizzo nell'edilizia delle ceneri di carbone e delle scorie metallurgiche va attentamente studiato da un punto di vista radioprotezionistico, a causa dell'elevato contenuto di radionuclidi naturali, in particolare di ^{226}Ra . Sulla base delle informazioni presenti nel *database*, sembra che se tali residui entrano nella composizione del cemento, la radioattività del calcestruzzo, pur aumentando, non dà valori di I_{RP112} e di $I_{\text{RP112+Rn}}$ maggiori di 1. La situazione cambia profondamente se tali residui sono aggiunti tal quali al posto di altri materiali inerti grossolani (come ghiaia o pietrisco). In molti di questi casi (circa un terzo, secondo le informazioni a noi disponibili) il contenuto di radioattività naturale supera il livello di riferimento. Questo risultato deve essere tenuto in considerazione, visto il crescente interesse da parte dell'industria a trattare questi residui NORM come "risorse" utili e a costo zero, piuttosto che "rifiuti".

Relativamente al fosfogesso, l'analisi dei dati presenti nel *database* evidenzia un alto contenuto di radionuclidi naturali, soprattutto di radio-226, superiore a quanto stimato mediamente nelle ceneri di carbone e nelle scorie metallurgiche: ne consegue che l'uso del fosfogesso nella suddivisione degli ambienti può determinare una dose efficace alla popolazione superiore a 1 mSv y^{-1} .

Sono stati infine esaminati i fanghi rossi, residuo dell'estrazione dell'alluminio dalla bauxite e utilizzati nella produzione di materiali di rivestimento quali le piastrelle: in questo caso, dai dati disponibili emerge l'alto contenuto sia di radio-226 che di torio-232. Tuttavia, il loro utilizzo in percentuali dal 10 al 30% in materiali di rivestimento non sembra determinare dosi superiori al criterio di 1 mSv y^{-1} . Rimane comunque da considerare il problema del "fine ciclo", ossia quando questi materiali, una volta dismessi, seguono la normale via di smaltimento dei materiali da costruzione. La situazione è invece diversa se i fanghi rossi venissero utilizzati nella composizione di mattoni pieni. In questo caso, oltre al problema dello smantellamento, si deve considerare che l'impatto radiologico di questi materiali è rilevante e può portare a dosi che superano 1 mSv y^{-1} .

Infine, un commento generale al problema: una gestione responsabile dei residui NORM quali additivi o componenti di materiali da costruzione può essere sostenibile, tuttavia sembra poco realistica per diverse ragioni. In particolare, non si può trascurare la gestione di problemi non banali di radioprotezione che si possono presentare in tutto il "ciclo di vita" di questi materiali, dalla produzione allo smaltimento. Inoltre, si può ipotizzare il rischio di un uso incontrollato o inconsapevole di questi residui nel senso che, una volta immessi sul mercato per impieghi appropriati, potrebbero essere usati senza particolari precauzioni o senza tener conto delle prescrizioni. Infine, la pressione dell'industria, fortemente interessata a un uso massiccio di questi materiali, può promuoverne un uso poco attento agli aspetti radioprotezionistici, soprattutto nella fase di crisi economica che l'UE sta attraversando.

RINGRAZIAMENTI

I dati sui fanghi rossi sono stati gentilmente forniti dal Dott. Yannis Pontikes (Università di Lovanio, Belgio) con cui è incominciata una interessante e proficua collaborazione.

BIBLIOGRAFIA

- [1] D'Alessandro M, Nuccetelli C, Paradiso D, Risica S, Trevisi R, 2009. *L'inventario della concentrazione di attività di radionuclidi naturali nei materiali da costruzione utilizzati nella Unione Europea*. AIRP - Atti del XXXIV Congresso Nazionale di Radioprotezione, Frascati, 28 - 30 ottobre 2009. ISBN 978-88-88648-10-1 (CD-ROM).
- [2] Trevisi R, D'Alessandro M, Risica S, Nuccetelli C, 2012. *Natural radioactivity in building materials in the European Union: a database and an estimate of radiological significance*. J. Environ. Radioactivity; 105: 11-20.
- [3] European Commission, 1999. *Radiation Protection 112. Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials*. Luxembourg ISBN 92-828-8376-0.
- [4] Nuccetelli C, D'Alessandro M, Risica S, Trevisi R, 2011. *Dose gamma da materiali da costruzione: stime con un room model avanzato, analisi della solidità dell'indice I del RP 112 e valutazioni radioprotezionistiche* Atti del AIRP - Convegno Nazionale Di Radioprotezione, Reggio Calabria, 12 - 14 Ottobre 2011. CODICE AGENAS 1031-15033, vol.1, p.206 - 224. ISBN 978-88-88-648-29-3.
- [5] Nuccetelli C, D'Alessandro M, Risica S, Trevisi R, 2012. *Natural radioactivity in building material in the European Union: robustness of activity concentration index I and comparison with a room model*. J. Radiol. Prot. 32 349-358.
- [6] Fucic A, Fucic L, Katic J, Stojkovic R, Gamulin M, Seferovic E, 2011. *Radiochemical indoor environment and possible health risks in current building technology*. Building and Environment, 46, 2609 - 2614.
- [7] Trevisi R, D'Alessandro M, Nuccetelli C, Risica S, 2008. *Radioactivity in building materials: a first overview of the European scenario*. In: Proceedings of the 12th International Congress Of the International Radiation Protection Association, Buenos Aires, Argentina, 19-24 October 2008 (CD-Rom).
- [8] Lehman R, 1996. *Strahlenbelastung durch natuerliche Radionuklide in Baumaterialen, fossilen Brennstoffen und Dungemitteln*. In: Siehl A. (Hrsg.) Umweltradioaktivitat. Ernst & Sohn Verlag, Berlin, Germany, 135-156.
- [9] Haquin G, Kovler K, Becker R, 2012. *Exposure to Radon from Concrete with Fly Ash: a Proposed Model, In-Situ and Laboratory Measurements*. IRPA 13, Glasgow 13-18 maggio, Book of abstracts. P10.87.
- [10] European Commission, 2011. *Proposal for a COUNCIL DIRECTIVE laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation*. 2011. COM (2011)593 final, September 29, 2011. http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/radiation_protection_en.htm.
- [11] International Commission on Radiological Protection, 2009. *Statement on Radon. Approved by the Commission in November 2009*. ICRP Ref 00/902/09. [http://www.icrp.org/docs/ICRP_Statement_on_Radon\(November_2009\).pdf](http://www.icrp.org/docs/ICRP_Statement_on_Radon(November_2009).pdf)
- [12] Trevisi R, Nuccetelli C, Risica S, 2012. *La radioattività naturale nei materiali da costruzione: principali elementi del quadro europeo anche alla luce della futura normativa Euratom*. Atti del V Convegno Nazionale Il controllo degli agenti fisici: ambiente, salute e qualità della vita Novara, 6 - 8 giugno 2012. Atti su supporto informatico.