

## **Modelli previsionali per le possibili conseguenze di incidenti radiologici in caso di incendio: alcuni esempi a seguito di ritrovamenti di sorgenti radioattive in edifici abbandonati**

I. Peroni<sup>(1)</sup>, F. Giovannini<sup>(2)</sup>, S. Maltagliati<sup>(2)</sup>, S. Bucci<sup>(1)</sup>, A. Barbaro<sup>(2)</sup>, G. Pratesi<sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup>ARPAT, Unità Operativa Radioattività e Amianto, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze

<sup>(2)</sup>ARPAT, Settore Modellistica Previsionale, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze

indirizzo per la corrispondenza: [i.peroni@arpat.toscana.it](mailto:i.peroni@arpat.toscana.it)

### **INTRODUZIONE**

Le Agenzie di tutela ambientale sono chiamate, nell'ambito delle proprie competenze, ad intervenire in occasione di rinvenimenti di materiale radioattivo presso siti dismessi di attività produttive o in siti ancora in attività, dove però il materiale è conservato in condizioni non controllate, ad esempio perché eredità di lavorazioni oramai inattive.

Il materiale radioattivo è solitamente rinvenuto in un ambiente confinato e la gestione del ritrovamento richiede diverse attività finalizzate alla rimozione e al suo eventuale smaltimento. Talvolta, si presenta anche la necessità di una pianificazione di emergenza che affronti l'eventuale verificarsi di eventi incidentali, come lo sviluppo di un incendio prima e durante l'intervento di rimozione, con possibilità di dispersione di sostanze radioattive nell'ambiente esterno. L'ipotesi che si possa verificare un tale evento incidentale rende necessaria la valutazione dei livelli di dose ai quali può essere esposta la popolazione, prendendo in considerazione le diverse vie di contaminazione. Nel caso di incendio la via di esposizione principale nell'immediato è legata all'inalazione delle sostanze disperse in aria. La valutazione preventiva dell'eventuale esposizione della popolazione richiede pertanto la stima delle concentrazioni in aria ambiente dei radionuclidi e talvolta quella della loro deposizione al suolo, impiegando modelli di dispersione.

Il lavoro presenta due modelli di dispersione impiegati per valutare le dosi alla popolazione in due differenti rinvenimenti, nei quali si è ipotizzato il verificarsi di un incendio che coinvolgesse i materiali radioattivi; il primo caso descritto consiste nel rinvenimento di sali di radio-226 in un edificio abbandonato, mentre il secondo nel ritrovamento di ossidi e sali di uranio nel sotterraneo di un edificio adibito ad attività industriale ancora in corso.

### **CASI APPLICATIVI: MODELLI PREVISIONALI IN DUE ESEMPI DI RINVENIMENTO**

#### **Caso 1: rinvenimento di materiale radioattivo non sigillato in edificio dismesso**

Il primo caso si riferisce al rinvenimento di sali di radio-226 abbandonati in un edificio dismesso, collocato in un'area densamente abitata, a distanza di oltre 50 m dagli edifici più prossimi. Il materiale si trovava in forma non sigillata, schermato da contenitori di piombo. Per la rimozione del materiale radioattivo è stato predisposto un piano di intervento da parte della locale Prefettura, che ha visto coinvolti anche ISPRA<sup>1</sup> e ARPAT<sup>2</sup>, con l'allestimento di un cantiere confinato per le operazioni di confezionamento e rimozione. Non potendo escludere il rischio di incendio durante i lavori, nell'ambito dell'intervento è stata elaborata anche una pianificazione di emergenza per predisporre la risposta da adottare in questa eventualità.

La valutazione dell'esposizione della popolazione interessata in caso di incendio è stata effettuata in prima istanza da ISPRA, partendo dalla stima dell'attività della sorgente, basata sulle misure di rateo di dose gamma in aria e sui dati disponibili relativi alla quantità di sali di radio detenuta; ISPRA ha impiegato il modello descritto in [IAEA 2000] che non utilizza riferimenti e dati sito specifici.

Allo scopo di individuare le zone che con maggiore probabilità potevano essere interessate dalla ricaduta al suolo del materiale radioattivo disperso dall'incendio nel contesto specifico, ARPAT ha successivamente sviluppato un'applicazione modellistica ipotizzando l'attività rilasciata nell'incendio pari a circa  $2.6 \cdot 10^8$  Bq (secondo la valutazione di ISPRA), utilizzando i dati meteorologici dell'area coinvolta tenendo conto dell'influenza dell'edificio in cui era contenuta la sorgente.

#### **Applicazione modellistica**

La simulazione è stata effettuata impiegando i dati meteorologici registrati nei cinque anni precedenti l'intervento da una stazione locale gestita dal Centro Interdipartimentale di Bioclimatologia dell'Università degli Studi di Firenze, posta ad una distanza di circa 500 m dal sito di interesse. Considerando il periodo

1 Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

2 Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana.

dell'anno (inverno) e la fascia oraria giornaliera (ore del mattino) in cui era stato programmato l'intervento di rimozione, sono state individuate tre situazioni più frequenti in termini di velocità e direzione del vento (da Nord, da Nord Est, da Sud-Sud Ovest), con le quali sono state implementate le simulazioni.

E' stato impiegato il modello CALPUFF [CALPUFF], [US-EPA, SCRAM], un modello di dispersione a "puff" (per il quale cioè l'emissione dalla sorgente è costituita da una sequenza di sbuffi istantanei), non stazionario (ovvero per il quale ogni puff si evolve e si muove in accordo con la turbolenza ed il vento locale, cioè con grandezze che possono variare in funzione della posizione e del tempo all'interno del dominio di calcolo).

L'applicazione modellistica è stata tuttavia sviluppata ipotizzando un campo di vento uniforme (ovvero secondo un approccio stazionario) poiché era evidente dalla valutazione di ISPRA che gli effetti rilevanti delle eventuali ricadute di materiale radioattivo erano limitati a distanze non superiori a 300 m dalla sorgente (distanza oltre la quale la dose efficace totale stimata da ISPRA, comprensiva dei contributi derivanti dall'inalazione e dall'irraggiamento dal suolo e dalla nube, risultava inferiore a 0,5 mSv); su queste distanze è stato ritenuto dunque non necessario apportare correzioni alle grandezze anemologiche misurate. Occorre ricordare d'altra parte che l'impiego del modello in condizioni non stazionarie richiede la ricostruzione (o previsione) dei campi di vento e delle altre grandezze micrometeorologiche di interesse mediante l'impiego del preprocessore CALMET, per il quale è necessario l'utilizzo di dati meteorologici di profilo verticale, in genere non misurati, bensì eventualmente disponibili solo come stime prodotte da modelli meteorologici ad area limitata.

Nell'applicazione modellistica è stato invece preso in considerazione l'effetto di building downwash dovuto all'edificio in cui era contenuta la sorgente, fenomeno che appare significativo proprio sulle distanze di ricaduta di interesse; a questo scopo sono state inserite nel modello le dimensioni reali dell'edificio in cui era contenuta la sorgente. In tal modo il modello ha corretto il flusso del vento ed i parametri di dispersione dovuti alla maggiore turbolenza causata dall'interazione con l'edificio stesso.

Con l'applicazione modellistica sono state stimate le concentrazioni in aria e le deposizioni (secche) al suolo. Dai risultati della simulazione è stata calcolata la dose efficace da inalazione, in Sv, su un tempo di esposizione di un'ora per la popolazione adulta. Le aree dove tale dose efficace supera il valore di 0,5 mSv sono comprese entro 200 m dalla sorgente per venti provenienti da NE e dal quadrante S-SO, ed entro i 300 m dalla sorgente per venti provenienti dal settore N, nel quale si presentano velocità medie leggermente più elevate rispetto agli altri settori.

Sulla base di tali stime sono state individuate le zone con maggiore probabilità di impatto in caso di incidente (Fig. 1). Sono stati inoltre individuati una serie di punti di campionamento del terreno e dei vegetali, corrispondenti a valori di massima ricaduta, di impatto intermedio e di minimo impatto per la deposizione al suolo delle sostanze emesse accidentalmente.

Fig. 1: Rappresentazione grafica delle zone ritenute avere maggiore probabilità di essere investite dall'eventuale impatto in caso di incidente. Il simbolo quadrato rosso indica la posizione della sorgente, C1 e C2 individuano i punti di campionamento di massima ricaduta proposti.



### Piano di monitoraggio ante operam e durante l'intervento

I risultati del modello di dispersione con i quali sono state individuate le zone di ricaduta al suolo più

probabili, prima dell'intervento di rimozione, sono stati utilizzati per stabilire i punti di campionamento e misura del piano di monitoraggio che comprendeva la misura di rateo di dose gamma al suolo, il campionamento di particolato atmosferico nell'area più prossima al cantiere ed il campionamento di terreno e vegetali, in modo da acquisire una conoscenza sullo stato ante operam, da confrontare con i dati di contaminazione in aria rilevati durante l'intervento e, in caso di incidente, a valle dell'evento stesso.

Dalle valutazioni di ISPRA era risultata opportuna la delimitazione di un'area di esclusione, con allontanamento delle persone presenti, in un raggio di 50 m dal punto dell'incidente e l'adozione della misura protettiva di riparo al chiuso per la fase immediatamente successiva all'incidente in un raggio di 150 m dal punto di rilascio. Inoltre, in merito alla contaminazione dei vegetali a foglia, la zona di attenzione avrebbe dovuto avere un raggio di 300 m dal luogo dell'evento.

Poiché non risultava la presenza di coltivazioni nell'area di attenzione (entro 300 m dal punto di rilascio), il monitoraggio è stato limitato al suolo e alla dose gamma in aria. I punti di campionamento e di misura, all'interno della zona di attenzione, sono stati localizzati nella direzione di prevalente ricaduta, utilizzando i risultati dell'applicazione modellistica di ARPAT.

Il numero di campioni di suolo è stato stabilito con il criterio della simmetria radiale, intensificandoli nella direzione prevalente del vento (direzione N-S, v. Fig. 1); i campioni, prelevati nei quindici giorni precedenti all'intervento, sono stati così distribuiti:

- 4 campioni entro la circonferenza di raggio 50 m;
- 6 campioni lungo la direzione prevalente del vento (cioè a N e S del punto di rilascio), di cui 2 a distanza circa 80 m, 2 a circa 160 m e 2 a circa 300-400 m dal punto di rilascio;
- 2 campioni a circa 100 m rispettivamente in direzione E e W rispetto al punto di rilascio.

Per quanto riguarda la misura del rateo di dose gamma in aria, sono stati scelti luoghi aperti, possibilmente su terreno pianeggiante; la mappatura è stata effettuata, seguendo la simmetria radiale, scegliendo sia i punti di misura in corrispondenza dei punti di campionamento di terreno, sia altri punti sulle circonferenze di raggio 50, 100, 150, 200 e 300 m. Rispetto alla direzione prevalente del vento, i punti sono stati scelti indicativamente nelle direzioni N e S e a  $\pm 30^\circ$ ,  $\pm 60^\circ$  e  $\pm 90^\circ$  sulle diverse circonferenze, per un totale di circa 40 punti di misura.

Infine, sono state installate due stazioni per la misura del rateo di dose gamma, rispettivamente in direzione N e E rispetto al punto in cui si trovava la sorgente. La direzione N rappresentava infatti la direzione prevalente del vento, cioè un punto di più probabile ricaduta in caso di incendio. La direzione E costituiva invece la direzione in cui le abitazioni erano più prossime alla sorgente con conseguente potenziale esposizione della popolazione in caso di dispersione di radioattività nell'ambiente. Le stazioni hanno iniziato il monitoraggio circa una settimana prima dell'intervento, misurando il rateo di dose gamma in aria a circa 1 m dal suolo in  $H^*(10)$ .

Durante l'intervento al posto di comando avanzato, individuato all'esterno del cantiere, erano disponibili in tempo reale sia i dati meteo locali (velocità e direzione del vento), che i dati di rateo di dose gamma acquisiti dalle due postazioni precedentemente installate.

Tutte le operazioni finalizzate alla rimozione del materiale radioattivo rinvenuto si sono svolte senza eventi incidentali, perciò non è stato necessario procedere all'attuazione del monitoraggio post operam.

## **Caso 2: ritrovamento di materiali radioattivi nel sotterraneo di un edificio adibito ad attività industriale**

Durante l'inventario seguito al fallimento e al successivo passaggio di proprietà di un'attività industriale, nel sotterraneo di uno degli edifici dello stabilimento produttivo (situato nel centro abitato di un'area densamente popolata, benché con una pertinenza aziendale molto estesa) sono stati ritrovati sali e ossidi di uranio usati in precedenza come coloranti per ceramica. Complessivamente si trattava di 33 kg di materiale con un'attività stimata di uranio-238 pari a circa 400 MBq, in parte naturale e in parte impoverito.

I materiali erano conservati in sacchetti e barattoli raccolti all'interno di una valigia, in un locale chiuso nel vasto sotterraneo adibito a deposito con oggetti e prodotti di diverse epoche disposti su scaffalature in legno. Il sotterraneo non era del tutto isolato, per cui non era possibile escludere il rischio di incendio al suo interno. Poiché il materiale risultava già confezionato e la fabbrica era in attività, è stato deciso di procedere all'allontanamento nel tempo più breve possibile. Si è dunque adottata una modalità speditiva di stima delle dosi alla popolazione (in parte analoga a quella impiegata da ISPRA nel precedente caso) per valutare le conseguenze di un potenziale incendio che potesse coinvolgere il materiale radioattivo contenuto nel locale, con conseguente dispersione di radioattività nell'ambiente.

### **Applicazione modellistica**

A differenza del caso precedente, considerati i tempi molto ristretti previsti per l'allontanamento dei materiali

come rifiuti radioattivi, le valutazioni dell'impatto di un eventuale incendio sono state effettuate con un modello semplificato, al fine soprattutto di rendere evidente il rischio (poco percepito sulla base del solo irraggiamento, a confronto con i sali di radio del caso precedente) connesso con la presenza di tali materiali.

Si è perciò fatto riferimento alla procedura speditiva tratta dal documento IAEA-TECDOC-1162 [IAEA 2000], la quale si basa sulle previsioni di ricadute in aria ambiente di un modello gaussiano semplificato. La procedura impiegata da IAEA è stata analizzata e confrontata con altri modelli di calcolo adottati in ARPAT; in particolare il confronto si è basato sulla verifica di coerenza fra i coefficienti di dispersione del modello IAEA con quelli impiegati nei modelli di dispersione US-EPA. In sostanza i fattori di diluizione adottati nel modello IAEA per distanze inferiori a 500 m risultano dello stesso ordine di grandezza di quelli relativi all'utilizzo di un modello gaussiano nel caso di sorgente puntuale, tenendo conto della riflessione totale sulla superficie [Sozzi 2003].

Secondo [IAEA 2000] considerando un dato radionuclide, la dose efficace dovuta all'inalazione viene stimata come:

$$E_{inh} = \chi \times CF_2 \times T_e \quad \text{in cui}$$

$E_{inh}$ in mSv	è la dose efficace assunta per inalazione nell'intervallo di tempo $T_e$ dovuta al radionuclide considerato,
$\chi$ in kBq/m <sup>3</sup>	è la concentrazione media in aria del radionuclide nell'intervallo di tempo $T_e$ ,
$CF_2$ in (mSv/h)/(kBq/m <sup>3</sup> )	è un fattore di conversione riportato in Tab. E6 pag. 107-108 [IAEA 2000], relativo ai diversi radionuclidi e ad un rateo di respirazione di 1.5 m <sup>3</sup> /h,
$T_e$ in h	è la durata dell'esposizione.

Per la stima della concentrazione  $\chi$  viene utilizzata l'espressione:

$$\chi = \frac{Q}{u} \times DF_m \quad \text{con}$$

$Q$ in kBq/s	è il rateo di rilascio del radionuclide considerato, assunto costante nell'intervallo di tempo $T_e$ ,
$u$ in m/s	è la velocità media del vento nell'intervallo di tempo $T_e$ ,
$DF_m$ in m <sup>-2</sup>	è il fattore di diluizione (riportato al variare della classe di stabilità atmosferica in Tab. E8 pag. 111 per distanze a partire da circa 500 m dall'emissione, oppure da valutare graficamente dalla Fig. E1 pag. 112 per distanze considerevolmente inferiori [IAEA 2000]).

La valutazione del rateo emissivo dei radionuclidi viene effettuata con l'espressione

$$Q = \frac{A}{T_r} \times FRF \quad \text{in cui}$$

$A$ in kBq	è l'attività del radionuclide disponibile per l'incendio,
$T_r$ in s	è la durata del rilascio,
$FRF$	è il rapporto tra l'attività rilasciata e quella coinvolta nell'incendio, e varia con il particolare radionuclide e/o con la sua forma, ovvero se associato a sostanze volatili, liquide solide ecc. (i valori specifici sono riportati nelle Tab. E11 ed E12 pag. 113-114 [IAEA 2000]).

Per l'eventuale stima dell'attività  $A$  si rimanda a quanto contenuto nella procedura E8 ("Activity calculation" pag. 121) [IAEA 2000].

Quindi la stima della dose complessiva si ottiene come:

$$E_{inh}(\text{mSv}) = A(\text{kBq}) \times FRF \times DF_m \times CF_2 \times \frac{T_e(\text{h})}{T_r(\text{s})} \times \frac{1}{u} \quad (1)$$

nella quale sono esplicitate in parentesi le unità di misura del risultato e dei principali dati di input.

Nell'espressione (1) mentre i termini  $A$ ,  $FRF$ ,  $CF_2$  sintetizzano le caratteristiche della sorgente (e quindi tengono conto anche della particolarità dell'emissione ovvero dell'incendio), i tempi  $T_e$  e  $T_r$  esplicitano la scala dei tempi (di esposizione e rilascio) sulla quale avvengono gli eventi d'interesse, e sono tendenzialmente dell'ordine dell'ora. Gli elementi che caratterizzano la dispersione e il trasporto in atmosfera dei materiali radioattivi sono raccolti nel fattore di diluizione ( $DF_m$ ) e nell'inverso della velocità del vento  $u$ . In [IAEA 2000] sono riportati i fattori di diluizione al variare della distanza dalla sorgente e in corrispondenza



delle differenti classi di stabilità atmosferica, le quali descrivono empiricamente in maniera sintetica lo stato di turbolenza dell'atmosfera.

Al variare della classe di stabilità atmosferica e della velocità del vento si possono stimare i relativi impatti e pertanto la procedura si presta a una valutazione di "worst case" cioè ad individuare i valori massimi possibili al variare di tutte le condizioni meteorologiche.

Una volta nota la concentrazione del radionuclide  $\chi$  è possibile stimare anche  $E_{ext}$  la dose da radiazione diretta  $\gamma$  associata all'immersione all'interno della nube dei fumi seguendo la procedura E7 ("Air immersion" pag. 118) in [IAEA 2000]. Nel caso specifico, a partire da queste formule è stato implementato uno strumento (in forma di foglio di calcolo) che permette di valutare le dosi  $E_{inh}$  e  $E_{ext}$  a partire dai dati di input relativi alla situazione di interesse.

Come segnalato in [IAEA 2000], i fattori di diluizione ( $DF_m$ ) utilizzati non tengono conto di eventuali effetti dovuti al fenomeno di downwash in presenza di edifici, il quale può portare ad un notevole incremento delle concentrazioni nell'area di scia dell'edificio<sup>3</sup>. Tuttavia, al fine di schematizzare la sorgente in modo più realistico, nel foglio di calcolo predisposto è stato anche ipotizzato che la sorgente sia costituita da un volume (dimensioni in pianta di 20 m x 20 m e altezza 15 m), inserendo opportunamente gli specifici fattori di diluizione ricavati mediante l'applicazione di un semplice modello di dispersione (SCREEN3 dell'US-EPA, [US-EPA 1995]). Tale sorgente infatti corrisponde maggiormente ai casi reali che sono stati affrontati poiché tutti si riferiscono a situazioni di rinvenimento di materiale radioattivo in edifici e dunque, con il presupposto che l'incendio coinvolga l'edificio, appare più realistico considerare una sorgente di emissione volumetrica.

I risultati ottenuti con tale schematizzazione si differenziano in campo vicino, in cui si ha maggiore dispersione, mentre allontanandosi dalla sorgente convergono verso quelli relativi all'emissione da sorgente puntiforme. Tutte le stime fatte continuano a essere conservative perché l'emissione è considerata a temperatura ambiente e quindi senza l'innalzamento dovuto alla temperatura dei fumi sviluppatasi nell'incendio. Valutando il caso di massimo impatto (worst case) non è necessario l'impiego di dati meteorologici sito specifici.

In ogni caso, è da tenere presente che la procedura [IAEA 2000] tiene conto di tutte le vie di esposizione, in particolare la deposizione al suolo che può portare alla contaminazione del suolo e delle acque, mentre nel foglio di calcolo sviluppato viene valutata solo la concentrazione in aria su tempi caratteristici dell'ordine di un'ora, in quanto gli altri contributi diventano importanti per tempi più lunghi.

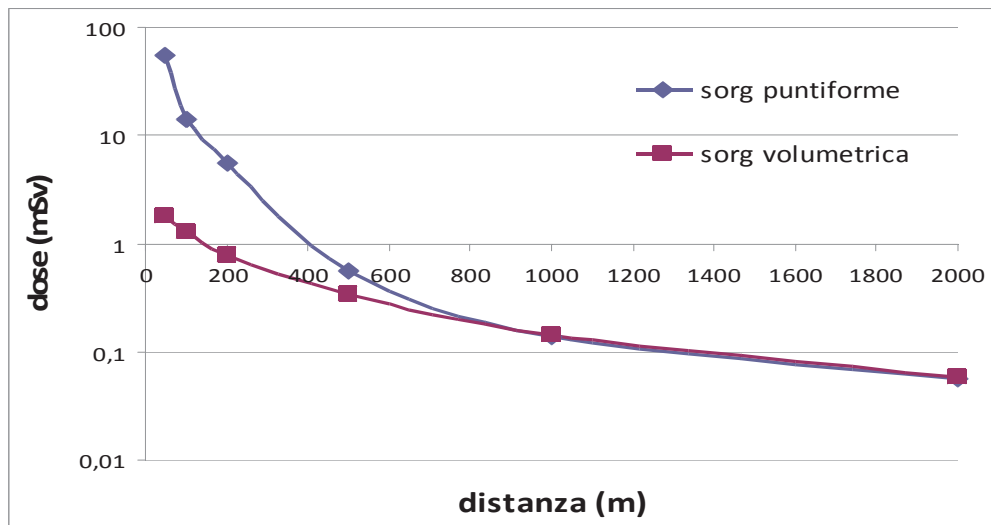
### Risultati

Con lo strumento di calcolo sono state calcolate le dosi da irraggiamento e inalazione, in funzione della distanza dal punto di rilascio, con una sorgente di U-238 di circa 400 MBq. Il contributo più importante è costituito dalla dose da inalazione. In figura 2 è riportato l'andamento della dose totale per la popolazione adulta (da irraggiamento e da inalazione), calcolata con l'applicazione modellistica al variare della distanza, per la classe di stabilità atmosferica F, sia nel caso di una sorgente puntiforme che di una con volume pari a 20x20x15 m<sup>3</sup> corrispondente all'edificio in cui sono stati ritrovati i sali e ossidi di uranio. Le ipotesi assunte per il calcolo della dose sono state le seguenti: il tempo di rilascio  $T_r$  pari a 3 ore, il tempo di esposizione  $T_e$  pari a un'ora, il fattore di rilascio in aria  $FRF$  pari a 1 trattandosi di composto in forma volatile (gli ossidi di uranio erano tutti allo stato polverulento), la velocità del vento pari a 1 m/s e i coefficienti di dose  $CF_2$  previsti dal D.Lgs. 230/95 e s.m.i.

---

<sup>3</sup> Poiché l'innesco dell'effetto building downwash dipende dalle dimensioni specifiche degli edifici coinvolti (altezza e dimensioni in pianta) nonché dall'altezza della sorgente di emissione e dalle mutue distanze tra sorgente e edifici, la sua valutazione richiede di considerare le configurazioni geometriche reali dell'evento da simulare. Inoltre non appare chiaro quanto i comuni algoritmi impiegati nei modelli di dispersione per descrivere il fenomeno siano adeguati per trattare il caso di una sorgente costituita dall'incendio di un edificio.

Fig. 2: Dose complessiva per la popolazione adulta stimata con l'applicazione modellistica semplificata, nei due casi di sorgente puntiforme e volumetrica ( $20 \times 20 \times 15 \text{ m}^3$ ), contenente circa 400 MBq di U-238.



Si osserva come i risultati si differenziano in campo vicino, in cui la dose complessiva per sorgente volumetrica diminuisce fino a un trentesimo di quella valutata per una sorgente puntiforme, mentre a distanze dell'ordine di 1000 m i due risultati convergono.

I risultati di entrambi i modelli mostravano il superamento di 1 mSv di dose alla popolazione. Tuttavia, mentre con una sorgente volumetrica il superamento di 1 mSv si verificava per distanze entro i 200 m dal punto di rilascio, con la sorgente puntiforme il superamento si estendeva ad una zona di raggio 400 m circa. Data la planimetria dei luoghi, con il secondo risultato, la zona interessata da eventuali misure protettive da adottare cambiava sensibilmente, coinvolgendo la popolazione residente all'esterno del sito di interesse.

Il foglio di calcolo in cui è stata tradotta l'applicazione modellistica, essendo indipendente dalla configurazione del sito, a partire dai dati relativi alla sorgente (radionuclidi presenti e relativa attività) e dalla conoscenza delle dimensioni della sorgente stessa (puntiforme o volumetrica), consente dunque di stimare le concentrazioni in aria in caso di dispersione di radioattività nell'ambiente a seguito di incendio e, conseguentemente, valutare le dosi in funzione della distanza dal punto di rilascio per qualunque rinvenimento di materiali radioattivi.

## CONCLUSIONI

In questo lavoro sono descritti sinteticamente due differenti approcci per valutare le conseguenze di un incendio che possa coinvolgere materiale radioattivo abbandonato, mediante l'impiego di strumenti modellistici che valutino la dispersione in atmosfera delle sostanze radioattive. L'esperienza ha infatti mostrato che in queste situazioni è utile disporre in tempi brevi di una stima dell'eventuale dose alla popolazione, anche per fornire elementi alla pianificazione degli interventi.

I casi descritti corrispondono a due situazioni distinte; mentre la prima è riferita ad un caso che ha richiesto una pianificazione di intervento e di emergenza per affrontare le possibili conseguenze dello sviluppo di un incendio, la seconda - non presentando particolari difficoltà tecnico-operative per la rimozione del materiale - è stata affrontata con una procedura speditiva senza intervento della prefettura competente.

Il primo modello impiegato, CALPUFF, è più sofisticato, richiede l'utilizzo di dati meteorologici e territoriali sito-specifici e si adatta meglio a situazioni di maggior impatto radiologico e che possano coinvolgere un territorio più esteso. Per impiegare appieno le capacità predittive del modello occorre la pronta disponibilità di dati prognostici provenienti da modelli meteorologici a scala maggiore. Attualmente diverse Regioni e Agenzie ambientali dispongono di servizi meteorologici che possono fornire tali dati in tempi relativamente brevi, per cui appare in linea di principio possibile l'implementazione di catene modellistiche capaci di produrre simulazioni di estremo dettaglio anche nei casi di ritrovamenti di sorgenti radioattive.

Attualmente, tuttavia, la strada più facilmente praticabile consiste nell'impiego della procedura semplificata utilizzata nel secondo caso, derivata sostanzialmente da quella in [IAEA 2000], e che permette di calcolare in modo estremamente cautelativo le dosi da inalazione e irraggiamento esterno per immersione nella nube da un incendio di materiale radioattivo, non solo quando la sorgente si possa considerare puntiforme, ma anche quando si trovi all'interno di un edificio e quindi sia assimilabile ad una sorgente volumetrica.

Questa metodologia semplificata può essere utile per ottenere in tempi rapidi una prima stima dell'impatto radiologico immediato a seguito di incendio di materiali radioattivi abbandonati, anche al fine di orientare con elementi oggettivi i criteri per la necessità e le modalità di pianificazione dell'intervento ai sensi dell'art. 126-bis D.Lgs. 230/95 e s.m.i.: la circolare del Dipartimento della Protezione Civile sulle *Indicazioni Operative in merito agli interventi nelle esposizioni prolungate a radiazioni ionizzanti* [DPC, 2014], infatti, presuppone una valutazione a monte della situazione che richiede scelte e responsabilità più facilmente sostenibili con una indicazione anche molto preliminare sulle dosi in gioco.

Si può anche pensare di definire una procedura a due passi, nella quale si procede inizialmente con il modello semplificato, adottabile anche in assenza di dati meteorologici e territoriali sito-specifici, e, solo dopo averne analizzato i risultati, si può valutare se sia necessario adottare un'applicazione modellistica più di dettaglio, analoga a quella presentata nel primo caso.

L'uso di strumenti modellistici raffinati richiede infatti l'impiego di dati meteorologici e territoriali dettagliati non sempre disponibili con conseguenti tempi di preparazione e elaborazione non sempre compatibili con situazioni emergenziali. Quindi, in presenza di situazioni di impatto radiologico di media intensità e con una procedura di rimozione estremamente semplificata, può essere preferibile utilizzare metodi di valutazione e strumenti di calcolo semplificati e speditivi, rimandando a una seconda fase l'eventuale impiego di modellistica più complessa, in cui tenere conto anche delle conseguenze a lungo termine di una eventuale dispersione.

## **BIBLIOGRAFIA**

[IAEA 2000] "Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency", IAEA-TECDOC-1162, IAEA 2000.

[Sozzi 2003] "La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria", R. Sozzi, APAT 2003.

[US-EPA 1995] "SCREEN3 Model User's Guide", EPA-454/B-95-004, US-EPA 1995.

[CALPUFF] Exponent Engineering and Scientific Consultant, [www.src.com](http://www.src.com)

[US-EPA, SCRAM] Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling (SCRAM) [https://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersion\\_prefrec.htm](https://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm)

[DPC, 2014] Presidenza del Consiglio dei Ministri – DPC, Indicazioni Operative in merito agli interventi nelle esposizioni prolungate a radiazioni ionizzanti di cui all'art. 126-bis del D.Lgs. 230/95 e s.m.i.. - prot. n. RIA/0064111 del 05/12/2014