

## **Livelli derivati per l'incenerimento di rifiuti a breve tempo di dimezzamento nel rispetto del criterio di non rilevanza radiologica**

S. Bucci<sup>(1)</sup>, F. Trotti<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> ARPAT, U.O. Radioattività e Amianto, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze

<sup>(2)</sup> ARPAV, Servizio Osservatorio Agenti Fisici, via A. Dominutti 8, 37135 Verona

indirizzo per la corrispondenza: [s.bucci@arpad.toscana.it](mailto:s.bucci@arpad.toscana.it)

### **INTRODUZIONE**

Negli ultimi anni è cresciuta molto l'attenzione al controllo della radioattività dei carichi in ingresso agli impianti di trattamento dei rifiuti, pur a fronte di un livello modesto di sistema regolatorio, se si escludono i rottami metallici e i RAEE. In particolare, per gli impianti di incenerimento (o termovalorizzazione) dei rifiuti urbani e sanitari si è ormai consolidata sul territorio nazionale la prescrizione nell'autorizzazione integrata ambientale che obbliga ad effettuare il controllo della radioattività nell'ambito dei controlli sull'accettabilità dei rifiuti da parte dell'impianto.

Emerge quindi nel complesso un quadro di rinvenimenti di rifiuti contaminati da radionuclidi di diversa natura, e talvolta di sorgenti radioattive, che non può essere trascurato da un punto di vista del carico gestionale per la numerosità dei casi da trattare, e per la frequenza di approfondimenti tecnici mirati alla valutazione delle condizioni specifiche di smaltimento in esenzione o meno.

Questo approccio, da un lato improntato alla massima cautela e al rispetto delle condizioni di smaltimento previste dalla norma, dall'altro finalizzato all'accertamento sulla provenienza del rifiuto contaminato, non è stato finora riesaminato con una analisi retrospettiva di casi concreti e con una valutazione a priori del valore di attività totale che può essere inviata all'incenerimento pur rispettando il criterio di non rilevanza radiologica per la popolazione interessata.

Poiché la maggior parte dei casi riguarda rinvenimenti di rifiuti contaminati da radionuclidi con tempo di dimezzamento inferiore a 75 giorni, in linea di principio anche i carichi che hanno dato luogo ad anomalia radiometrica potrebbero andare direttamente all'incenerimento (senza scarico e isolamento in attesa di decadimento o conferimento a ditta autorizzata) a condizione che nell'arco dell'anno sia rispettata la condizione di non rilevanza radiologica per il gruppo di riferimento della popolazione circostante l'impianto di incenerimento.

Questo lavoro parte dalle esperienze maturate nelle ARPA/APPA e confluite nei documenti nazionali *Linee guida per la sorveglianza radiometrica di rottami metallici e altri rifiuti* e *Livelli di riferimento, esenzione, allontanamento* (ISPRA, 2014), presentando una prima proposta metodologica per passare dalla gestione del singolo rinvenimento ad una impostazione su base annua dei criteri per lo smaltimento dei rifiuti contaminati da radionuclidi a breve tempo di dimezzamento.

### **I RIFIUTI RADIOATTIVI DI ORIGINE SANITARIA NEGLI IMPIANTI DI INCENERIMENTO**

I rifiuti contaminati da radionuclidi derivanti da attività di diagnostica e terapia possono provenire sia dalle strutture sanitarie, nel qual caso devono rispettare le condizioni per lo smaltimento in esenzione ai sensi del D.Lgs. 230/95 e s.m.i., oppure dai pazienti che rilasciano parte dell'attività somministrata una volta fuori dalle strutture sanitarie dove sono stati trattati.

Nel primo caso (rifiuti provenienti dalle strutture sanitarie) la separazione del rifiuto contaminato dal resto del carico è propedeutica all'accertamento sia sull'origine che sul rispetto delle condizioni di smaltimento.

Nel secondo caso, invece, lo scarico del mezzo potrebbe essere in linea di principio evitato se il trattamento dei rifiuti nell'arco dell'anno non porta al superamento della soglia di non rilevanza radiologica.

Poiché la maggioranza dei rifiuti urbani che danno luogo ad anomalia radiometrica nei carichi presentano una contaminazione da I-131, molto più raramente da Tc-99m, TI-201 o I-125, questo è il radionuclide considerato nello studio presente.

Allo stato attuale non è disponibile una raccolta sistematica dei dati sui rinvenimenti in diversi impianti, anche perché nella maggior parte dei casi la procedura adottata non prevede la stima dell'attività presente nel carico, ma è basata sul decadimento della contaminazione.

Indicazioni preliminari dai dati parziali raccolti (che proprio per la loro parzialità non sono presentati in dettaglio qui) mostrano che il numero di rinvenimenti può variare dalle poche decine fino a qualche centinaio di anomalie all'anno, a seconda della popolazione servita dall'impianto e della presenza nell'area di una struttura sanitaria rilevante autorizzata all'impiego di I-131.

Nella maggior parte dei casi (90-95%) l'attività stimata è inferiore a 1 MBq di I-131, mentre si possono anche verificare rinvenimenti con una attività di qualche MBq o qualche decina di MBq, mentre molto raramente si arriva oltre 100 MBq.

Sulla base di queste indicazioni, anche se finora non complete e piuttosto generali, è possibile valutare che l'attività annua in ingresso ad un impianto di piccole e medie dimensioni non supererà qualche centinaio di MBq, fino realisticamente a circa 1 GBq.

Questo lavoro si pone quindi l'obiettivo di valutare mediante un modello semplificato l'impatto dell'incenerimento dei rifiuti urbani sulla popolazione circostante l'area dell'impianto, per calcolare a ritroso l'attività di I-131 che può essere smaltita in un anno nel rispetto del criterio di non rilevanza radiologica. La valutazione è stata effettuata cautelativamente supponendo che tutta l'attività dei rifiuti sia emessa dall'impianto e dispersa in aria, oppure che tutta sia smaltita nelle ceneri leggere o nelle scorie.

I modelli utilizzati sono tratti da pubblicazioni scientifiche internazionali (IAEA , 2001), (NRPB, 2000).

## VALUTAZIONI MODELLISTICHE

### STIMA DELLA DOSE EFFICACE PER EMISSIONI DA CAMINO

È stato considerato l'algoritmo semplificato proposto nel documento IAEA (IAEA, 2001). Il modello prevede l'emissione delle sostanze radioattive dal camino, una dispersione aerea delle stesse con pennacchio di tipo Gaussiano, la deposizione al suolo e la conseguente esposizione degli individui del gruppo critico. Le vie di esposizione contemplate sono: irradiazione esterna per immersione nella nube, inalazione diretta nella nube, irradiazione esterna per effetto della deposizione al suolo, ingestione di cibo contaminato (prodotti ortofrutticoli e cereali, latte vaccino, carne di maiale/manzo) attraverso il trasferimento nella catena alimentare.

La dispersione atmosferica dell'inquinante è funzione delle condizioni geometriche presso il camino e della distanza del ricettore da esso. Una prima approssimazione è quella di *displacement zone*: l'altezza del rilascio (altezza fisica del camino più spinta termica dell'effluente in uscita) è decisamente superiore a quella degli edifici circostanti e la dispersione può essere considerata indisturbata.

Una simulazione per questa condizione (caso a) è stata eseguita ipotizzando l'altezza fisica del camino pari a 80 m e il ricettore ove gli individui del gruppo critico sono interessati da tutte le vie di esposizione sopra indicate posto a 400 m dal medesimo.

Una seconda simulazione (caso b) è stata condotta nell'ipotesi di collocazione del ricettore rispetto al camino in *wake zone*: in questa situazione l'altezza dell'edificio più prossimo all'impianto non è trascurabile rispetto a quella di rilascio, ma il ricettore si trova sufficientemente distante dall'impianto, in modo tale che la dispersione risulta certamente disturbata dall'edificio limitrofo al camino non tuttavia secondo pattern irregolari quali sono quelli in stretta prossimità dell'edificio (*cavity zone*); si è assunta un'altezza di rilascio di 45 m (altezza edificio interferente pari a 20 m) e ricettore (con tutte le vie di esposizione operanti), sito a 400 m dall'impianto.

Il modello utilizzato assume rilascio costante di radioattività in aria nell'arco dell'anno. Molte condizioni al contorno imposte dal modello sono introdotte in ottica conservativa: ipotesi di rilascio che prosegue da 30 anni (con relativo accumulo ambientale delle sostanze radioattive), schematizzazione sulla direzione prevalente dei venti (per un quarto del tempo rivolta verso il ricettore considerato), irradiazione esterna a seguito della deposizione con distribuzione esclusivamente superficiale del contaminante...; così come assai cautelative sono le assunzioni

sui parametri di default adottati nel calcolo (fattori d'uso degli alimenti, di occupazione rispetto alla nube e al terreno contaminati per gli individui del gruppo critico...).

Si tratta di un approccio orientato a derivare stime di *dose di screening* (ovvero, volutamente sovradimensionate), tali per cui ove l'eventuale esito della simulazione si avvicinasse ai criteri di dose stabiliti dalla normativa, si renderebbe necessario approfondire la stima con scenari e parametrizzazioni più specifici.

In questo lavoro si è tuttavia cercato di limitare l'eccesso di cautela delle condizioni di calcolo, ad esempio assumendo che gli individui del gruppo critico si alimentassero solo per la metà di prodotti ortofrutticoli e bestiame cresciuti/allevati nel sito di valutazione della ricaduta (mentre si è escluso del tutto che bevessero latte munto da vacche allevate in tale area).

In entrambi i casi studiati, sono stati calcolati i livelli di rilascio derivati di I-131 dal camino (in termini di GBq/anno), che comportano il raggiungimento del criterio di dose efficace di 10  $\mu$ Sv/anno agli individui del gruppo critico più restrittivo (risultato essere quello dei bambini, rispetto agli adulti): 10  $\mu$ Sv/anno è la soglia di non rilevanza radiologica indicata dagli standard internazionali e dalla vigente normativa nazionale (D.Lgs. 230/95) come il valore al disotto del quale una pratica con sostanze radioattive può essere ignorata ai fini della disciplina di radioprotezione (va sottolineato comunque che l'analisi qui svolta non riguarda strettamente una *pratica*, secondo definizione di legge).

I livelli di rilascio di I-131 sono risultati pari a: 15 GBq/anno nel caso a) e 2 GBq/anno nel caso b).

Se si confrontano tali valori con i dati indicativi riportati nel paragrafo precedente, dove si è stimata una attività annua in ingresso ad un impianto di dimensioni medio-piccole realisticamente non superiore a 1 GBq/anno, si può concludere che ove tale attività fosse convogliata nella combustione completamente nei fumi immessi in atmosfera (senza considerare la frazione abbattuta dai filtri o il residuo a fondo forno), comunque sarebbe garantito il rispetto della soglia di non rilevanza radiologica per la popolazione.

A titolo di ulteriore confronto, si riporta il *General Derived Constraint* dell'ex NRPB britannico (NRPB, 2000) per lo I-131, ovvero il quantitativo annuo massimo calcolato (sempre in chiave fortemente cautelativa), tale da comportare il raggiungimento per gli individui del gruppo critico del criterio di dose efficace di 10  $\mu$ Sv/anno: esso è pari a 1 GBq/anno; non troppo distante dunque dal dato di questo lavoro, e in linea con la quantità massima di I-131 stimata all'ingresso degli impianti esaminati.

## CONFORMITÀ RADIOLOGICA DEI RESIDUI DI COMBUSTIONE ALLONTANATI DAL TERMOVALORIZZATORE

L'allontanamento di residui/rifiuti generati nell'ambito di una pratica, come definita dalla normativa nazionale, è consentito in modo incondizionato allorché sia rispettato il criterio di non rilevanza radiologica pari a 10  $\mu$ Sv/anno di dose efficace individuale. Per i materiali solidi tale soglia si traduce, segnatamente per l'isotopo I-131, in un valore di concentrazione di attività non superiore a 1 Bq/g. Questo dunque è il riferimento con cui effettuare il confronto anche per l'allontanamento dei residui della combustione per un inceneritore, anche se, si sottolinea nuovamente, tale impianto non è assimilabile in senso stretto alle *pratiche* definite dalla normativa.

Per questo lavoro si è considerato un impianto che produce un quantitativo di ceneri leggere abbattute di circa 1000 t/anno, e un quantitativo di residui solidi totali (ceneri più scorie – parte incombusta depositata nel fondo del forno) di circa 15000 t/anno.

Ipotizzando che tutta l'attività di I-131 rinvenuta all'ingresso dell'inceneritore sia distribuita in modo uniforme nei carichi e sia trasferita solo nel residuo solido totale (ceneri leggere + scorie), la concentrazione media risulterebbe circa 0.06 Bq/g, conforme dunque alla soglia di 1 Bq/g. Anche considerando le sole ceneri leggere, ipotesi più restrittiva ma anche un pò più realistica per le caratteristiche dello I-131, non si supererebbe il Bq/g.

Poiché l'ipotesi di distribuzione uniforme nei carichi non descrive in modo esatto il processo, in quanto alcuni singoli rinvenimenti possono presentare attività di I-131 dell'ordine di 100 MBq, la

concentrazione di I-131 nelle ceneri leggere prodotte dalla combustione di un giorno potrebbe raggiungere qualche decina di Bq/g, mentre nelle scorie qualche Bq/g.

Quindi, l'allontanamento dei singoli carichi di ceneri leggere merita attenzione, in quanto le valutazioni a priori non portano a concludere che il rilascio incondizionato, senza vincoli radiologici, sia sempre verificato. Va messo però in evidenza che l'ipotesi di ritrovare nel residuo solido (scorie e ceneri) l'intero inventario di attività di I-131 intercettato all'ingresso dell'impianto è altamente improbabile, poiché lo I-131 è notoriamente assai volatile e, nei processi termici, tende a concentrarsi nella frazione fine dei fumi che sfuggono ai dispositivi di depurazione e vengono dispersi in aria. Per un'adeguata valutazione della conformità radiologica dei residui solidi allontanati dall'inceneritore sarà dunque necessario approfondire a quantificare il processo di volatilizzazione e alienazione atmosferica della specie chimica di cui trattasi.

## CONCLUSIONI

La gestione dei carichi di rifiuti solidi urbani che risultano contaminati da I-131 al controllo in ingresso agli impianti di incenerimento richiede un impegno di risorse non trascurabile e una esposizione degli addetti che assistono nelle operazioni di scarico del mezzo che non sono state rivalutate in termini di rapporto costi/benefici, a distanza di qualche anno dalla sistematizzazione delle procedure. In aggiunta, la caratterizzazione dei rifiuti finalizzata alla verifica del corretto smaltimento del rifiuto contaminato di norma non comprende la stima dell'attività del radionuclide contenuta nel carico.

Questa informazione è invece indispensabile come termine di confronto a valle di una valutazione sulla quantità massima di I-131 che in un anno può entrare in un impianto e proseguire nel trattamento, senza prevedere lo scarico del mezzo.

In questo lavoro è stata effettuata una valutazione dell'impatto radiologico dello I-131 disperso in aria o trasferito ai rifiuti solidi di processo (ceneri leggere e scorie), basata su modelli cautelativi proposti nel documento IAEA (IAEA, 2001), che porta al calcolo del livello derivato per il rilascio in aria incondizionato di I-131 di 2 GBq/anno, nel caso peggiore.

Il confronto con i limitati dati disponibili relativi a pochi impianti mostra, tenendo conto della distribuzione delle attività stimate nei singoli rinvenimenti, che il livello derivato è rispettato, in quanto nella maggior parte dei casi l'attività è inferiore a 1 MBq, e ai fini del rispetto del criterio di non rilevanza radiologica solo i carichi con attività di qualche decina o centinaia di MBq hanno importanza e possono meritare attenzione nella gestione sia dello smaltimento che degli eventuali accertamenti sulla provenienza.

Con questo approccio è possibile ipotizzare una significativa semplificazione delle procedure di gestione dei carichi di rifiuti contaminati, a fronte di un maggiore impegno sulle misure di caratterizzazione del carico che possono fornire una stima dell'attività, mediante l'uso di modelli matematici.

Il lavoro merita alcuni approfondimenti sia per valutare condizioni meno cautelative di rilascio, che consentano di stabilire livelli di rilascio senza vincoli radiologici più generali, sia per analizzare i dati di impianti sul territorio nazionale che presentino la variabilità di situazioni da prendere in esame, sia per studiare situazioni sito specifiche.

## BIBLIOGRAFIA

- IAEA (International Atomic Energy Agency), *Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment*, Safety Report Series No 19, Vienna 2001
- ISPRA, *Prodotti delle task 2012 – 2014 tra ISPRA e ARPA/APPA, CRI con accordo con ISS relative alla Convenzione 29.12.2006 MATTM-ISPRA per l'elaborazione e di linee guida e indirizzi metodologici*, sito internet ISPRA, 2014
- NRPB (National Radiological Protection Board), *Generalised Derived Constraints for Radioisotopes of Strontium, Ruthenium, Iodine, Caesium, Plutonium, Americium and Curium*, Vol. 11 no 2, UK 2000