

Incidente di Chernobyl: valutazioni delle dosi in Italia e in Europa

Antonia ROGANI e Eugenio TABET

Laboratorio di Fisica, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Riassunto. - L'impatto radiologico dell'incidente di Chernobyl sulla popolazione italiana è stato ricalcolato a dieci anni di distanza sulla base dei valori medi di attività nell'ambiente e negli alimenti, misurati a partire dal 1986, tenendo conto anche delle nuove stime di rischio della Commissione Internazionale per le Protezioni Radiologiche (ICRP). Un confronto con i dati sperimentali relativi all'Emilia-Romagna ha permesso di verificare il modello utilizzato. Si riporta, infine, il confronto tra le valutazioni degli autori e quelle relative all'Europa effettuate dall'UNSCEAR (Comitato Scientifico delle Nazioni Unite sugli Effetti delle Radiazioni Atomiche).

Parole chiave: Chernobyl, impatto radiologico e sanitario, Italia, Europa.

Summary (*Dose assessment in Italy and Europe after Chernobyl accident*). - The radiological impact of Chernobyl accident on the Italian population has been reassessed on the basis of the activity average values, measured in environmental and food matrices since 1986. The evaluation has been made taking into account the new risk estimates by the International Commission on Radiological Protection (ICRP). Moreover, in order to compare the calculated doses with data from Whole Body Counter and to check models describing the time trend of radioactive contamination, the activity levels systematically measured in the Emilia Romagna district (Northern Italy) were considered. The dose assessment has been compared with the European one made by UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation).

Key words: Chernobyl, health and radiological impact, Italy, Europe.

Introduzione

Come è noto, in seguito all'incidente di Chernobyl ingenti quantità di materiale radioattivo furono rilasciate in atmosfera nel corso di alcuni giorni. Le condizioni meteorologiche verificatesi durante il rilascio hanno poi comportato la deposizione di tali materiali su vaste aree europee.

Nel lavoro viene presentato il calcolo dell'impatto radiologico dell'incidente di Chernobyl in Italia effettuato sulla base dei livelli di radioattività misurati nelle diverse matrici ambientali ed alimentari a partire dal 1986. Tale valutazione tiene conto sia dei nuovi coefficienti di dose per le diverse classi di età che dei coefficienti di rischio di induzione di tumori pubblicati nel 1990 dalla Commissione Internazionale per le Protezioni Radiologiche.

Vengono inoltre presentate per confronto le stime effettuate dall'United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) relative alle dosi individuali e collettive ricevute dalla popolazione residente in Europa (con l'esclusione dell'ex Unione Sovietica), incluse le stime delle dosi alla tiroide.

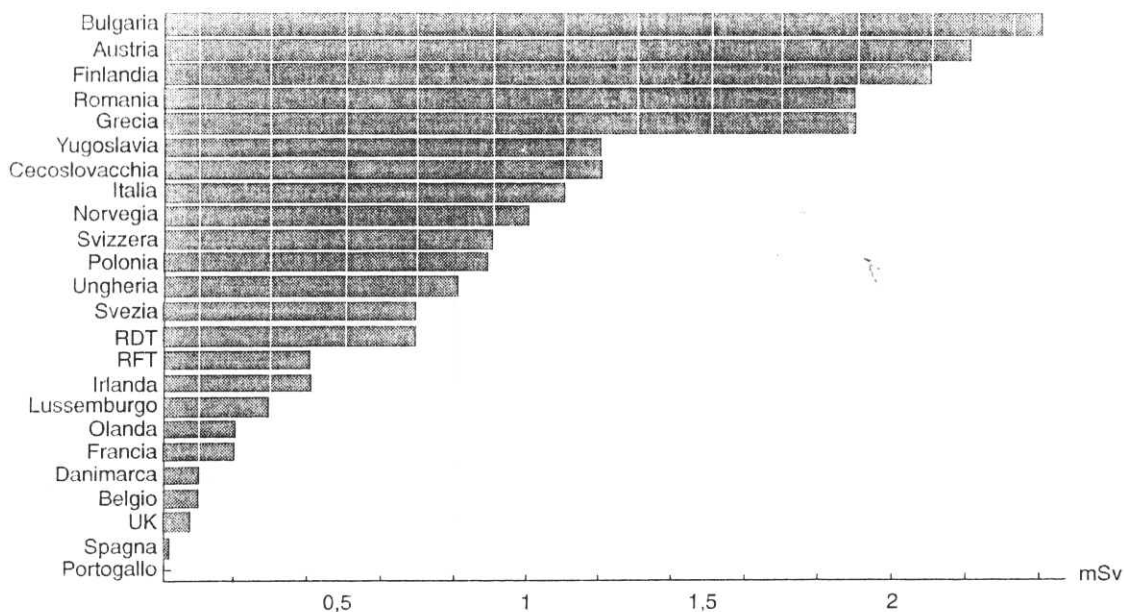
Le valutazioni dosimetriche sono state effettuate partendo dai valori della contaminazione radioattiva mediati su tre fasce territoriali (Nord, Centro e Sud), a causa della distribuzione non uniforme dei livelli di

attività sul territorio italiano. Sono state considerate tre fasce di età (lattanti, bambini e adulti) e tre vie di esposizione (irraggiamento esterno, inalazione e ingestione). Utilizzando inoltre i modelli che descrivono l'andamento temporale della contaminazione radioattiva al suolo è stata calcolata la dose da irraggiamento esterno negli anni successivi al primo. L'andamento temporale della dose da ingestione è stato valutato utilizzando i valori medi di concentrazione di attività misurati nelle diverse matrici alimentari fino al 1992.

Dosi individuali e collettive in Europa

In base ai valori di contaminazione, riportati dall'UNSCEAR [1] e integrati da considerazioni sullo stato delle diverse colture agricole al momento dell'incidente, ed avvalendosi anche delle valutazioni dosimetriche presentate da vari paesi, si perviene al quadro dei valori di dose efficace ed alla tiroide mostrato in Fig. 1 (i valori degli impegni di dose sono stati calcolati estrapolando le stime UNSCEAR). Si noti la consistente variabilità nei valori delle dosi, che oscillano tra i valori del tutto trascurabili della penisola iberica e quelli relativamente elevati della Bulgaria e di alcuni paesi del Centro-Nord.

Impegno di dose in Europa



Dose assorbita alla tiroide dai lattanti in Europa

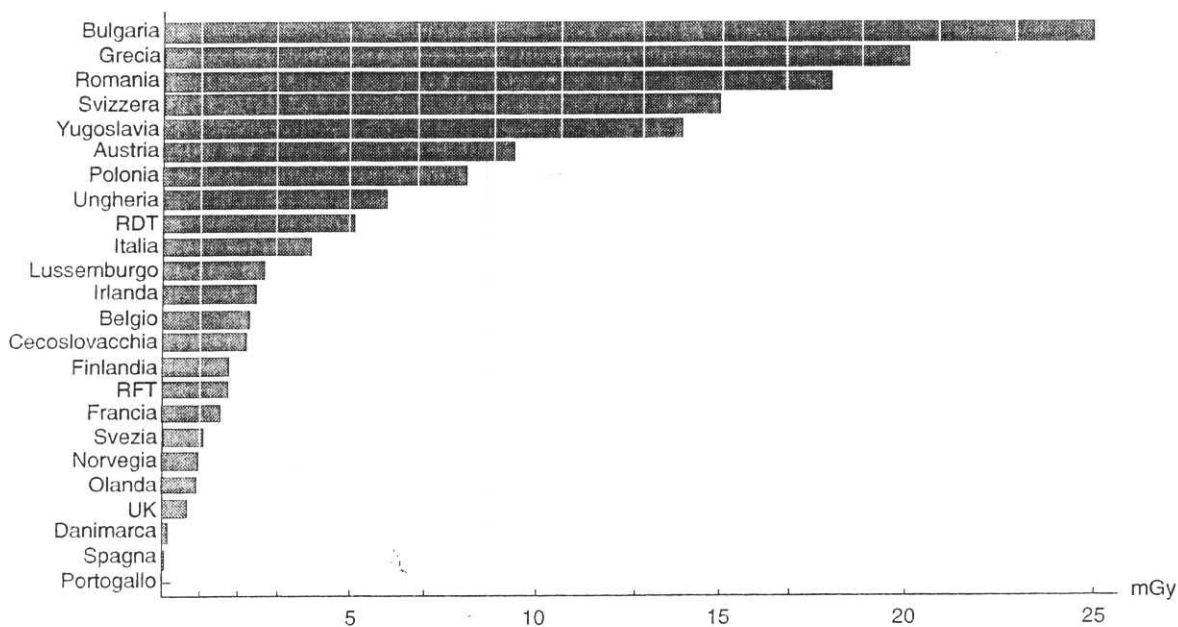


Fig. 1. - Dosi efficaci e alla tiroide nei diversi paesi europei.

La Fig. 2 mostra i contributi alla dose collettiva delle 5 aree nelle quali, in base ai valori della contaminazione al suolo, è stata divisa l'Europa. Da questi si desume un totale europeo, per l'impegno di dose efficace collettivo, pari a circa $3,3 \cdot 10^5$ Sy · persona. Le stime qui presentate sono, tuttavia, preliminari e l'UNSCEAR sta attualmente

preparando un aggiornamento di questi calcoli, in larga misura effettuati nel 1987.

Infine, sulla base dei dati UNSCEAR e dei dati di contaminazione al suolo in Italia (presentati nel prossimo paragrafo) è oggi possibile stimare che, del rilascio totale di Chernobyl (valutabile [2] in circa 85 PBq di cesio 137

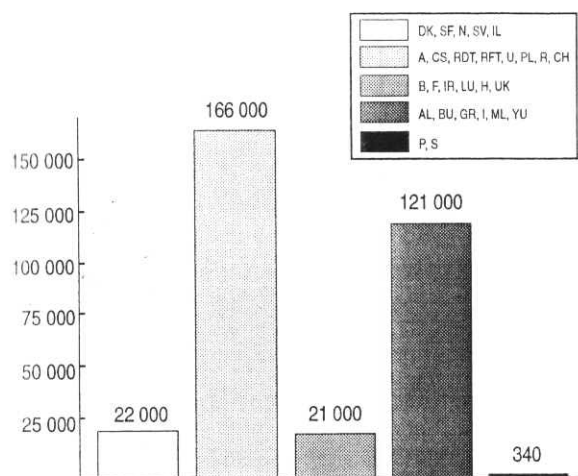


Fig. 2. - Dosi collettive nelle diverse zone europee (Sv · persona).

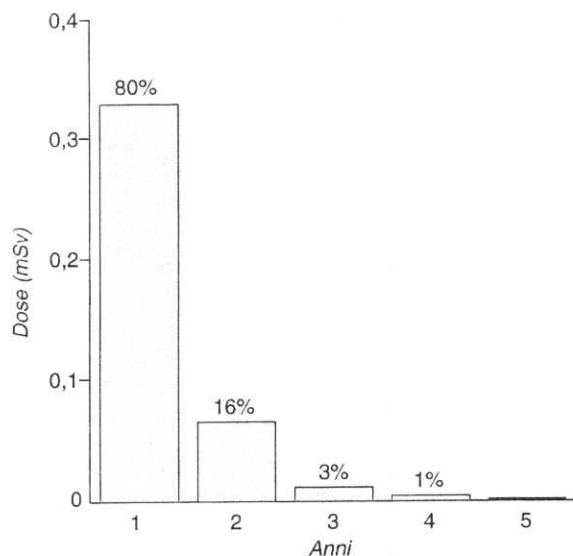


Fig. 3. - Andamento temporale della dose efficace da ingestione. Dose efficace totale da ingestione: 0,41 mSv.

e 1760 PBq di iodio 131, se ci si limita ai due radionuclidi più importanti), circa 1/3 del cesio si sia depositato in Europa, avendosi poi in Italia una deposizione integrata pari al 2,6% del cesio e allo 0,3% dello iodio 131.

Impatto radiologico dell'incidente di Chernobyl sulla popolazione italiana

Valutazioni dosimetriche

L'impatto radiologico dell'incidente di Chernobyl sulla popolazione italiana è stato calcolato sulla base dei valori medi di attività misurati nelle diverse matrici

ambientali ed alimentari. Le dosi efficaci e alla tiroide sono state calcolate per tre classi di età (0-1 anni, 7-12 anni, >17 anni) e per tre aree geografiche (Nord, Centro e Sud). Il calcolo è stato effettuato sommando i contributi delle vie di esposizione più significative in Italia: inalazione, ingestione di alimenti e irraggiamento esterno dal materiale depositato al suolo. Sono stati inoltre utilizzati i coefficienti dosimetrici (dose per attività unitaria introdotta o depositata al suolo) pubblicati recentemente per le diverse classi di età [3, 4].

La dose efficace media da inalazione è risultata uguale a $\sim 32 \mu\text{Sv}$; i radionuclidi che hanno dato il maggior contributo sono stati: il rutenio 106, lo iodio 131, il tellurio 132.

Per quanto riguarda l'ingestione, in Fig. 3 è mostrato l'andamento temporale della dose efficace, calcolato sulla base dei valori medi di attività misurati fino al 1992 nelle seguenti matrici: latte e suoi derivati, cereali, carni bovine e suine, pollame, vegetali, frutta. I calcoli sono stati effettuati ipotizzando una stretta osservanza dei provvedimenti restrittivi adottati in Italia nel mese di maggio sul consumo di latte e vegetali. La Fig. 3 mostra che nei primi due anni la dose efficace impegnata rappresenta il 96% della dose totale da ingestione, uguale a $\sim 0,41 \text{ mSv}$. Durante i primi mesi, tre sono stati i radionuclidi più significativi: iodio 131, cesio 134, cesio 137, successivamente solo gli isotopi del cesio hanno contribuito alla dose da ingestione.

L'andamento della dose efficace da irraggiamento dal suolo è stato calcolato utilizzando i valori medi di contaminazione dei vari radionuclidi misurati in campioni di suolo nel mese di maggio del 1986 e i modelli che descrivono l'andamento temporale della contaminazione al suolo [5]. Per quanto riguarda la concentrazione al suolo di cesio 137 i valori medi sono stati $\sim 13 \text{ kBq/m}^2$ al Nord, $\sim 4,5 \text{ kBq/m}^2$ al Centro e $\sim 3 \text{ kBq/m}^2$ al Sud.

La Fig. 4 mostra che la dose da irraggiamento esterno decresce lentamente con il tempo: nei primi 2 anni la dose impegnata rappresenta solo il 20% del totale, uguale, per questa via di esposizione, a $\sim 0,58 \text{ mSv}$; i radionuclidi che hanno maggiormente contribuito sono stati il rutenio 103, il rutenio 106 e lo iodio 131 nel primo anno e successivamente il cesio 134 ed il cesio 137.

In Fig. 5 sono riportate le dosi efficaci impegnate nel primo anno successivo all'incidente di Chernobyl per le diverse classi di età ed aree geografiche. I valori maggiori di dose sono localizzati in Italia settentrionale, ed il gruppo critico è quello dei lattanti. La Fig. 6 mostra il contributo delle diverse vie di esposizione alla dose efficace collettiva impegnata nel primo anno, uguale a $2,5 \cdot 10^4 \text{ Sv} \cdot \text{persona}$. Un individuo della popolazione italiana ha quindi ricevuto nel primo anno una dose efficace pari a $\sim 0,44 \text{ mSv}$ e l'ingestione di alimenti contaminati è stata la via di esposizione dominante (74% del totale).

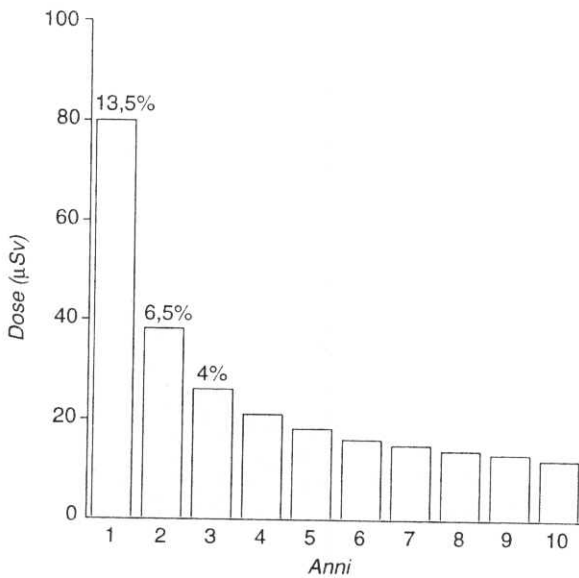


Fig. 4. - Andamento temporale della dose efficace da irraggiamento. Dose efficace impegnata dopo 10 anni: 0,26 mSv (45% del totale).

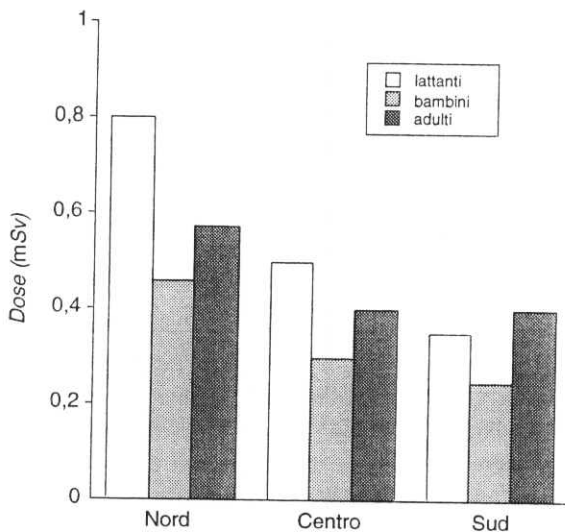


Fig. 5. - Dosi efficaci impegnate in Italia nel primo anno successivo all'incidente di Chernobyl.

Stime preliminari delle stesse grandezze erano state effettuate dagli autori agli inizi del 1987 e nel 1988 [6, 7]; i valori allora ottenuti sono in buon accordo con i valori precedentemente riportati, basati su dati più completi.

Dopo 10 anni dall'incidente (Fig. 7) la dose efficace collettiva impegnata è uguale a $4 \cdot 10^4$ Sv · persona, corrispondente ad una dose media individuale di ~0,7 mSv, e l'ingestione rappresenta ancora la principale via di esposizione, anche se è diminuito il suo peso percentuale (59% del totale). In tale figura, è anche mostrata la dose efficace collettiva impegnata nel corso dell'intera vita;

essa è risultata uguale a $\sim 5,8 \cdot 10^4$ Sv · persona, corrispondente ad una dose media individuale di ~1 mSv. La via di esposizione che dà il maggiore contributo è l'irraggiamento esterno dal materiale depositato al suolo.

Il contributo dei diversi radionuclidi alla dose totale è mostrato in Fig. 8; si osserva che l'87% della dose è dovuto agli isotopi del cesio.

Efficacia dei provvedimenti restrittivi adottati in Italia

In Fig. 9 sono mostrate la dose equivalente alla tiroide evitata in seguito alle contromisure adottate e la dose equivalente alla tiroide impegnata per le diverse classi di età. Si osserva che i provvedimenti introdotti hanno consentito una significativa riduzione delle dose alla tiroide soprattutto per quanto riguarda i lattanti (dell'ordine del 75%).

La dose collettiva alla tiroide evitata è uguale a 105 000 Sv · persona, mentre quella impegnata è pari a 90 000 Sv · persona.

Confronto con misure dirette di contaminazione interna e con valutazioni internazionali

Per verificare i modelli utilizzati per il calcolo delle dosi è stato confrontato l'andamento della contaminazione interna da cesio 137 misurato mediante Whole Body Counter in Emilia Romagna fino al mese di settembre 1989 [8] con quello calcolato sulla base di dati locali relativi alla dieta e ai valori di attività misurati nelle matrici alimentari. La Fig. 10 mostra il buon accordo ottenuto tra le due serie di dati.

In Tab. 1 è riportato infine il confronto tra le valutazioni dosimetriche effettuate dagli autori e quelle dell'UNSCEAR riguardanti il Sud-Est europeo nel quale è inserita l'Italia [1, 9].

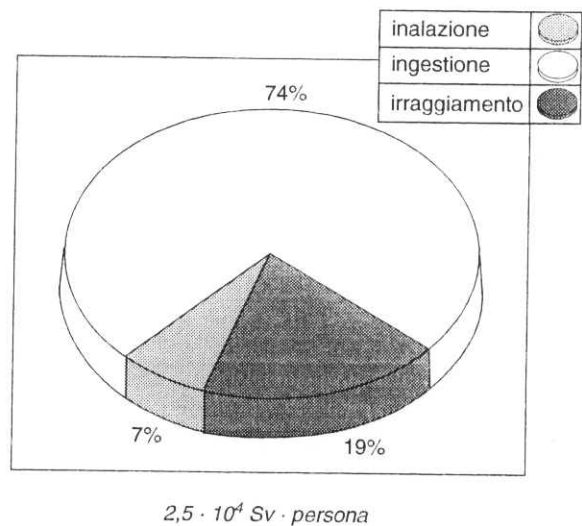


Fig. 6. - Dose efficace collettiva impegnata in Italia nel primo anno successivo all'incidente di Chernobyl.

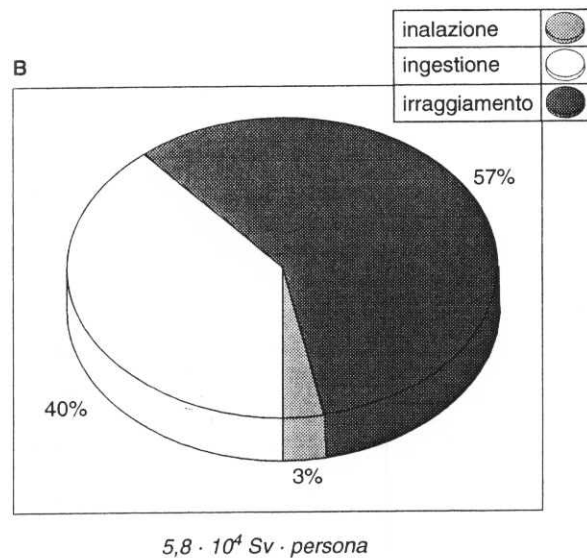
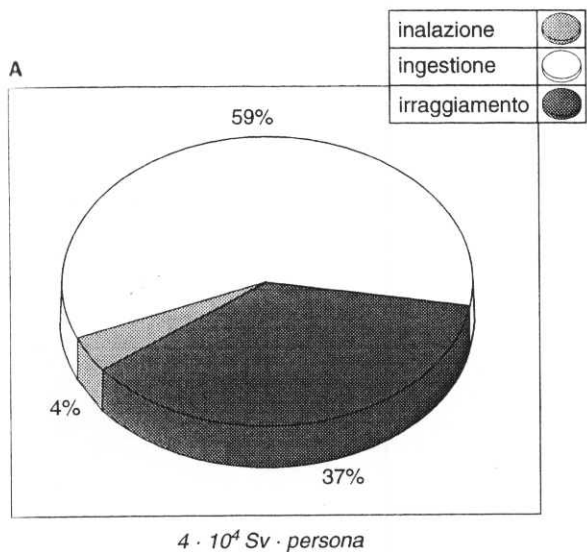


Fig. 7. - Dose efficace collettiva impegnata in Italia: A) nei primi 10 anni; B) nel corso dell'intera vita.

Conseguenze sanitarie dell'incidente di Chernobyl in Europa e in Italia

Per i valori di dose pari a quelli sopra riportati è agli effetti stocastici della radiazione che occorre fare riferimento, se si vuole pervenire ad una stima delle possibili conseguenze sanitarie dell'incidente di Chernobyl per la popolazione europea (ancora una volta con l'esclusione del territorio dell'ex Unione Sovietica) e, in particolare, per quella italiana.

Tale stima presenta due caratteristiche essenziali, che non vanno sottaciute, per situare in una prospettiva corretta le valutazioni numeriche che seguiranno.

La prima di queste consiste nel fatto che i dati epidemiologici e sperimentali (inclusi quelli a livello cellulare) sui quali è oggi basato il corpo delle conoscenze in radioprotezione sono relativi a valori di dosi o di rate di dose generalmente superiori a quelli qui considerati. Nell'applicare quelle conoscenze ai dati di dose conseguenti a Chernobyl è quindi necessario estrapolare le conoscenze sugli effetti stocastici della radiazione a valori di dose che rappresentano una piccola frazione di quella che un individuo medio riceve, nel corso della vita, dalle sorgenti naturali e che, per il nostro paese, corrisponde, come ordine di grandezza, a 10^2 mSv .

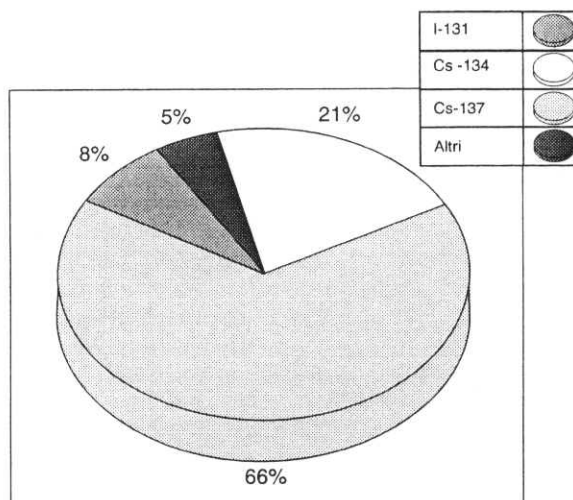


Fig. 8. - Contributo dei diversi radionuclidi alla dose efficace impegnata nel corso dell'intera vita.

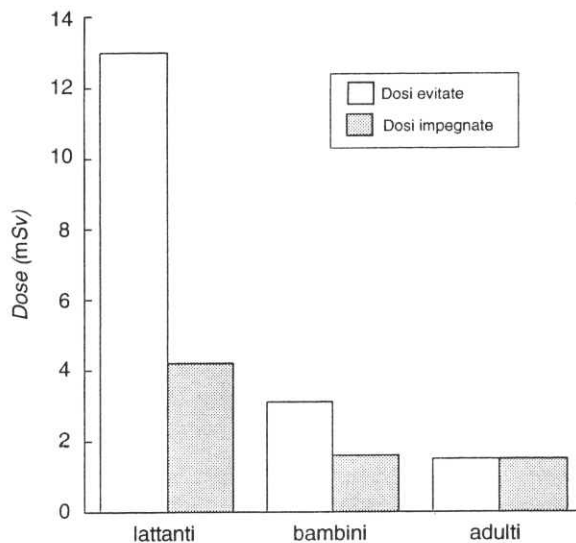


Fig. 9. - Confronto tra la dose equivalente alla tiroide evitata e la dose equivalente alla tiroide impegnata nel primo anno.

Tabella 1. - Confronto tra le valutazioni dosimetriche effettuate dagli autori e quelle dell'UNSCEAR

	Deposizione Cs-137 (kBq/m ²)	Dose efficace (mSv)		Dose alla tiroide (mGy)	
		Primo anno	Totale	Lattanti	Adulti
Sud-Est europeo	7,2	0,38	1,2	3,4	1,5
Italia: stime degli autori	7,3	0,44	1	4	1,6

Le piccole differenze presenti discendono da differenze tra i fattori di dose e le diete utilizzate nelle due stime.

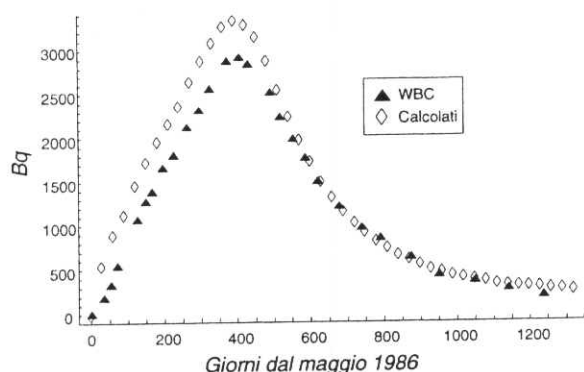


Fig. 10. - Confronto fra i valori di contaminazione interna misurati con il Whole Body Counter e quelli calcolati.

La legittimità di tale operazione, che può apparire discutibile, si basa sulla circostanza che "le piccole dosi rappresentano sempre un'aggiunta alla dose del fondo naturale; per modesti incrementi sopra il fondo, una relazione lineare tra la dose incrementale e la probabilità incrementale di un effetto nocivo rappresenta un'approssimazione sufficiente, qualsiasi possa essere la relazione tra dose equivalente e probabilità di effetti stocastici" [10], assieme alla considerazione (citando ancora dalla medesima fonte) che "considerazioni teoriche e molti dei dati sperimentali ed epidemiologici disponibili non sono in favore dell'idea che esista una soglia per l'effetto cancerogeno della radiazione a basso LET", aggiungendo tuttavia la fonte citata che "nonostante questo, su basi statistiche non si può escludere con certezza l'esistenza di una soglia per alcuni tipi di tumore, sia nell'uomo che negli animali da esperimento".

La seconda peculiarità risiede nel fatto che, per i valori di dose individuale e di dose collettiva in gioco, gli eventi attesi sono in numero molto piccolo se confrontato con quello dei tumori che ogni anno, per cause molteplici, colpiscono le popolazioni di ogni paese. E' verosimile, in altri termini, ritenere che i possibili effetti sanitari di

Chernobyl, almeno per quanto riguarda l'Italia, saranno in ogni caso inosservabili a causa dell'elevato valore dei casi "naturali" di tumore annualmente riscontrati.

Fatte queste premesse, che debbono essere considerate parte integrante delle considerazioni svolte in questo paragrafo, e ricorrendo alle attuali stime circa la probabilità (per dose unitaria) di induzione di tumori [10], si perviene al calcolo dei probabili effetti, in termini di attesa di tumori, sulla popolazione europea ed italiana in conseguenza dell'incidente di Chernobyl.

Su scala europea si calcola come probabile l'induzione, nel corso di qualche decennio, di circa $1,6 \cdot 10^4$ casi aggiuntivi di tumori letali, dei quali circa 3000 in Italia.

In modo analogo si può valutare in circa 1000 il numero probabile dei casi di tumore alla tiroide che, in Italia, sono stati evitati in virtù dei provvedimenti restrittivi sui consumi di alcuni alimenti, adottati nel mese di maggio del 1986.

Come riflessione conclusiva si può notare l'esiguità del numero di eventi sanitari attesi per effetto dell'incidente sovietico in confronto all'incidenza nello stesso arco di tempo dei tumori per altre cause pari, in Italia, a qualche milione di casi.

Questa considerazione, assieme a quella precedente sulla non osservabilità degli effetti di Chernobyl su scala italiana, non dovrebbe tuttavia oscurare il fatto che un evento singolo, a distanze considerevoli da noi, è stato in grado di aggiungere un contributo ragguardevole in termini assoluti all'immenso costo sanitario che viene attribuito oggi agli effetti di mutazioni indotte nella struttura della biosfera da attività produttive e/o da consumi non sostenibili.

Ricevuto il 6 ottobre 1997.

Accettato il 9 dicembre 1997.

BIBLIOGRAFIA

1. UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. 1988. *Sources, effects and risks of ionizing radiations*. UNSCEAR, New York. (Report to the General Assembly, with Annexes).

2. ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. 1995. *Chernobyl, ten years on radiological and health impact*. OECD, Paris.
3. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 1996. *International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for safety of radiation sources*. IAEA, Vienna. (Safety series, 115).
4. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. 1993. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 2. Ingestion dose coefficients*. Pergamon Press, New York. (ICRP Publication, 67).
5. UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. 1975. *Reactor safety study*. USNRC, Washington. (WASH 1400-NUREG 75/014) Appendix VI: E1-E6.
6. BELLI, M., BERTOCCHI, A., CAMPOS VENUTI, G., FRULLANI, S., GARIBALDI, F. *et al.* 1987. Il rischio ambientale nella produzione di energia: risultati sperimentali, calcoli e riflessioni dopo Chernobyl. S. Risica (Ed.). *Ann. Ist. Super. Sanità* **23**(2): 373-393.
7. ROGANI, A. & TABET, E. 1988. *Radiological impact of the Chernobyl accident on the Italian population*. Istituto Superiore di Sanità, Roma. (Rapporti ISTISAN, 88/40).
8. TARRONI, G., MELANDRI, C., BATTISTI, P., CASTELLANI, C.M., FORMIGNANI, M. & RAMPA, E. 1990. 137-Cs and 134-Cs human internal contamination in Italy following the 1986 Chernobyl event. *Radiat. Prot. Dosim.* **32**: 259-271.
9. BENNETT, B.G. 1996. Assessment of doses and health consequences from the Chernobyl accident. In: *Atti del Convegno "Dieci anni da Chernobyl: ricerche in radioecologia, monitoraggio ambientale e radioprotezione"*. Trieste, 4-6 marzo 1996. C. Giovani & R. Padovani (Eds). ANPA, Roma. p. 3-9.
10. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. 1990. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Pergamon Press, New York. (ICRP Publication, 60).