

ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE DA USO MILITARE DI URANIO IMPOVERITO

Cristina Giannardi ^{a)} Daniele Dominici ^{b)}

^{a)} Fisica Ambientale, Dipartimento di Firenze ARPAT, c.giannardi@arpat.toscana.it

^{b)} Dipartimento di Fisica dell'Università di Firenze, dominici@fi.infn.it

1. Introduzione

Nel corso dei bombardamenti sulla R.F. Yugoslavia il Dipartimento della Difesa USA [1] e la NATO [2] ammisero che munizioni contenenti uranio impoverito (UI) erano state usate durante alcune missioni. Nel febbraio scorso, con una lettera inviata al segretario generale dell'ONU Kofi Annan, il segretario generale della NATO dichiara che i proiettili contenenti UI sono stati usati ogni volta che gli A-10 sono entrati in azione e che sul Kosovo, in circa 100 missioni, sono stati lanciati circa 31000 proiettili; essendo "impossibile" identificare con precisione tutte le località colpite, fornisce una mappa con "le migliori informazioni disponibili", nella quale sono indicate circa 30 aree di 25 km² ciascuna [3]. Tale informazione, seppur non del tutto soddisfacente, potrebbe costituire una base per una verifica strumentale della contaminazione da UI prodotta al suolo. Non ci risulta tuttavia che, fino ad oggi, siano stati eseguiti controlli sistematici o con campionamenti significativi in tali località.

Scopo di questo articolo e' quello di chiarire alcuni aspetti dell'esposizione della popolazione all'UI disperso nell'ambiente durante la guerra del Kosovo, sulla base delle informazioni ufficiali disponibili e di simulazioni.

La guerra del Golfo contro l'Iraq nel 1991 è stato il primo conflitto in cui sono stati utilizzati in modo estensivo proiettili all'UI (circa 300 tonnellate) [4,5] le cui conseguenze sull'ambiente e sulla salute della popolazione irachena e dei militari statunitensi e iracheni sono ancora oggetto di studi. In particolare, l'UI è stato considerato tra le possibili cause della cosiddetta sindrome del Golfo (Gulf War Syndrome, GWS), un insieme di disturbi diversi (affaticamento cronico, perdita di memoria, mal di testa, disturbi del sonno, ..), non riconducibili ad una patologia nota, che ha colpito circa centomila

soldati statunitensi e inglesi dopo la guerra. Attualmente non si ritiene l'esposizione all'UI, peraltro certamente avvenuta per centinaia di militari, la causa più verosimile della GWS; spiegazioni più plausibili sembrano l'esposizione ad agenti chimici e biologici diversi, avvenuta sul campo di battaglia o per trattamenti sanitari preventivi, e lo stress psicologico [6,7]. Le tonnellate di UI lasciate sul territorio meridionale iracheno avranno sicuramente conseguenze sull'ambiente e sulla salute dei popoli che ci vivono. Tuttavia, per il grave deterioramento della situazione sanitaria del paese in seguito all'embargo cui l'Iraq è sottoposto dal 1991, risulta al momento difficile mettere in evidenza la correlazione tra l'aumento dell'incidenza di tumori e di gravi patologie osservate da alcuni ricercatori e le sostanze tossiche disperse nell'ambiente a causa della guerra (lavori citati in [8], app.3).

2. Uranio impoverito

L'uranio naturale è una miscela dei tre isotopi radioattivi ^{238}U (99.275%), ^{235}U (0.72%), ^{234}U (0.005%), che decadono in una serie di elementi a loro volta radioattivi, emettendo particelle alfa di energia compresa tra 4 e 5 MeV. A causa dei diversi tempi di dimezzamento (rispettivamente pari a $4.5 \cdot 10^9$, $7.0 \cdot 10^8$ e $2.5 \cdot 10^5$ anni) l'attività specifica dell'uranio naturale (pari a 25.4 Bq/mg) è dovuta per il 49% a ^{238}U , per il 49% a ^{234}U e per il rimanente 2% a ^{235}U .

Quando viene separato dalla roccia per uso industriale, l'uranio è associato ad una catena ridotta di isotopi radioattivi, in cui sono presenti solo i prodotti di decadimento di ^{238}U e di ^{235}U che hanno tempi di dimezzamento più brevi: ^{234}Th (24 giorni), $^{234\text{m}}\text{Pa}$ (11.2 min), ^{234}Pa (6.7 ore), e ^{231}Th (25.5 ore). Per la presenza di questi elementi si ha anche emissione di radiazione beta e gamma.

L'uranio impoverito si ottiene come residuo del processo di arricchimento dell'uranio naturale per la produzione di combustibile nucleare o per applicazioni militari: per poter sostenere una reazione a catena che dia luogo a produzione di energia è necessario che la percentuale di ^{235}U nel combustibile sia superiore a quella caratteristica dell'uranio naturale (dal 2% al 5% per gli usi civili, fino al 95% e oltre per usi militari). Il residuo di questo processo è un composto (UF_6) in cui l'uranio contiene dallo 0.2% allo 0.4% di ^{235}U e circa lo 0.001% di ^{234}U . Gli USA dispongono di enormi quantità di UF_6 impoverito (739.000 tonnellate, aprile 1999), attualmente conservate nei siti di Paducah, Portsmouth e Oak Ridge [9]. L'uranio impoverito utilizzato attualmente dal Dipartimento della Difesa contiene circa lo 0.2% di ^{235}U ; l'attività specifica (pari a 14.8 Bq/mg) è dovuta per lo 84% a ^{238}U , per il 15% a ^{234}U e per il rimanente 1% a ^{235}U . L'UI può essere ottenuto anche dalla riconversione di combustibile nucleare

esaurito, e in tal caso può contenere tracce di plutonio; in caso di inalazione di particelle di ossido di UI contenenti 11 ppb di ^{239}Pu si stima una dose (dose efficace, vedi in seguito) superiore del 14% a quella dovuta al solo uranio [10].

L'uranio metallico possiede una elevata densità (19 g/cm^3) e, se ridotto in piccole particelle, ha la tendenza a incendiarsi spontaneamente in aria per la rapida ossidazione: tali caratteristiche ne hanno determinato l'uso per la produzione di proiettili. La possibilità di utilizzare UI per applicazioni militari è stata studiata dall'esercito USA fin dall'inizio degli anni '60, nel tentativo di produrre una lega metallica con caratteristiche rispondenti ai requisiti operativi; le leghe di tungsteno furono comunque preferite fino a metà degli anni '70. Nel 1973 fu scelta una lega di UI con 0.75% di titanio (U-3/4Ti), che ha dato inizio alla produzione di una nuova serie di munizioni, utilizzate da esercito e aviazione USA, costituite da un sottile cilindro in lega UI contenuto in un involucro di materiale più leggero.

Sistemi di armi all'UI sono posseduti o in via di sviluppo anche in altri paesi (Arabia Saudita, Francia, Inghilterra, Israele, Pakistan, Russia, Tailandia e Turchia) [12].

3. Effetti biologici dell'uranio (cenni)

L'uranio è un elemento tossico e, a causa dell'emissione di radiazioni ionizzanti (RI), presenta aspetti di rischio biologico. Per il danno di tipo tossicologico, particolarmente rilevante per i composti a maggior solubilità, viene individuato il rene come organo bersaglio, qualunque sia stata la via di assunzione [13]. Il rischio da esposizione a radiazioni ionizzanti è proporzionale alla dose (dose efficace, [14]) prodotta dalla ingestione e dalla inalazione di materiale radioattivo, stimata utilizzando opportuni modelli di distribuzione e permanenza del materiale nei diversi organi e tessuti.

Sulla base del modello biocinetico attualmente adottato dalla ICRP [15,16], note la quantità e le caratteristiche chimico-fisiche del materiale radioattivo ingerito e inalato, si può calcolare [17] la dose per la popolazione (dose efficace impegnata fino a 70 anni), per unità di attività di ^{238}U assunta:

- il coefficiente di dose per ingestione è pari a $4.5 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$;
- il coefficiente di dose per inalazione, per un aerosol di composizione non nota con precisione, con AMAD (*activity median aerodynamic diameter*) di $1 \mu\text{m}$, è pari a $2.9 \cdot 10^{-6} \text{ Sv/Bq}$.

Per l'UI, in assenza di tracce di Pu, si possono utilizzare i coefficienti del ^{238}U . La dose così calcolata, moltiplicata per il coefficiente 0.05 Sv^{-1} fornisce, per una persona della popolazione, la probabilità di morte per tumore dovuta alla esposizione a radiazioni ionizzanti.

4. Riferimenti normativi e raccomandazioni

Gli effetti di tipo tossicologico prodotti dall'assunzione di uranio si manifestano quando la concentrazione di uranio nel rene supera una certa soglia (stimata tra 1 e 3 $\mu\text{g/g}$) [13], e la protezione da tali effetti consiste quindi nel definire limiti di inalazione e di ingestione, per intossicazione acuta e cronica, al di sotto dei quali non ci sono effetti nocivi per l'organismo.

Gli effetti dovuti alla emissione di RI, invece, sono effetti non a soglia, ovvero che si possono manifestare per qualsiasi valore di assunzione di uranio, con probabilità proporzionale alla dose efficace assunta dalla persona. Per questo motivo le raccomandazioni internazionali, e con esse la normativa italiana [DLgs 230/95], prescrivono che la radioprotezione venga attuata rispettando alcuni principi generali, il primo dei quali richiede che le attività che comportano esposizione a RI siano *giustificate* (alla luce dei benefici che da esse derivano); vengono fissati comunque limiti di dose, corrispondenti ad un livello di rischio ritenuto socialmente accettabile. E' molto importante tener presente questa filosofia di protezione. In particolare, per l'esposizione della popolazione prodotta dalla diffusione di sostanze radioattive in un conflitto, riteniamo che nessun tipo di giustificazione sia ipotizzabile. Premesso questo, il confronto con i limiti di dose previsti dalla normativa risulta utile per dare un riferimento quantitativo alle stime di rischio.

Tenendo presente quanto detto sul diverso significato dei limiti di tipo tossicologico e di radioprotezione, possiamo comunque confrontarli per valutare quale risulti più restrittivo.

La tossicità chimica determina apparentemente limiti di introduzione più stringenti di quelli stabiliti in base alla emissione di radiazioni ionizzanti: l'Environmental Protection Agency (EPA) fissa per l'esposizione a lungo termine un limite di tolleranza di 3 $\mu\text{g/kg}$ di peso corporeo, ovvero 0.2 mg/giorno, per l'assunzione cronica di uranio da ingestione di acqua e cibo [18]. Il limite di dose annua per la popolazione, pari a 1 mSv, corrisponde invece ad una assunzione massima giornaliera di uranio naturale pari a 2.2 mg/giorno. Va tuttavia tenuto presente che il limite di 1 mSv/anno è relativo al totale della dose ricevuta, solo in parte dovuta all'ingestione di uranio; poiché i limiti derivati sono calcolati a partire dal limite di dose annuo, è evidente che il valore massimo di assunzione giornaliera di cui sopra sarebbe consentito solo se questa fosse l'unica sorgente di esposizione. Per tradurre il limite di dose annuo in limiti di concentrazione massima ammissibile sono necessarie ipotesi sulla composizione della dieta e sull'entità reciproca delle singole componenti della dose.

Per la concentrazione di uranio nelle acque, nella normativa italiana ed europea non sono attualmente fissati limiti; come livelli di riferimento, peraltro non omogenei, citiamo i seguenti valori:

- 30 pCi/l (1.11 Bq/l) per $^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$, limite EPA per acque di falda in siti industriali contaminati da uranio [19];
- 30 pCi/l o 20 $\mu\text{g/l}$ (0.5 Bq/l) proposte di limite EPA per la concentrazione di uranio naturale nelle acque potabili [20];
- 2 $\mu\text{g/l}$ (0.05 Bq/l), valore provvisorio nelle linee guida WHO per le acque potabili [21].

5. Dispersione dell'UI nell'ambiente ed esposizione della popolazione

La dispersione in atmosfera dell'UI contenuto nelle munizioni determina, a partire da una contaminazione superficiale del suolo, una contaminazione diffusa dell'ambiente e degli alimenti. Per calcolare la dose media alla popolazione che viva in un'area contaminata è necessario prima di tutto stimare la concentrazione di UI nel suolo: in assenza di misure sperimentali, questa può essere calcolata con ipotesi fondate sulle caratteristiche tecniche e operative note delle armi utilizzate.

Consideriamo un attacco da parte di un aereo A-10 per 2 s a 3900 colpi/min, di cui 4/5 contenenti UI: la quantità di UI contenuta nei proiettili è pari a circa 31 kg (104 proiettili, ognuno dei quali contiene circa 300 g di UI). Supponendo che tutto l'UI venga disperso nell'urto in forma di aerosol di ossidi di uranio su un disco di raggio 100 m, la contaminazione superficiale media risulta pari a 1 g/m^2 . La deposizione dell'aerosol produrrà contaminazione solo in un sottile strato di suolo, che noi abbiamo assunto pari a 1 cm. In queste ipotesi si ha un'attività specifica di UI pari a 990 Bq per kg di suolo.

Per calcolare la dose media è poi necessario scegliere uno scenario di esposizione, ovvero individuare le vie di assunzione (ingestione, inalazione) che diano luogo ad irradiazione interna e le abitudini (di vita e lavorative) che comportino irradiazione esterna delle persone che vivono nell'area contaminata. Nel presente lavoro si considera che l'attività lavorativa sia di tipo agricolo, che le persone siano residenti nell'area e che consumino cibo e acqua locali. Utilizzando il programma di calcolo RESRAD, versione 5.91 [22], nelle ipotesi fatte e con i rimanenti parametri di default, escludendo il consumo di acqua locale, la dose annua risulta pari a 0.004 mSv (il 90% della quale da irradiazione esterna dal suolo) per il primo anno, per poi diminuire progressivamente. Rispetto ad una nostra stima precedente [23], è ridotto il contributo della dose interna, che in quel lavoro non era stato possibile valutare tenendo conto dello spessore di suolo contaminato.

Altre stime della dose alla popolazione da una contaminazione da UI sono apparse nel corso dell'anno; per confrontare le diverse valutazioni ci è sembrato utile riportare, per quanto consentito dagli algoritmi di calcolo utilizzati, le stime considerate allo stesso termine sorgente, scelto pari a 10 kg su 1000 m² (ipotesi utilizzata nel rapporto della BTF [8]). In particolare, abbiamo preso in considerazione, oltre al rapporto BTF già citato, un lavoro [24] in cui viene calcolata l'esposizione a lungo termine per la guerra del Golfo; sono state inoltre utilizzate le tabelle per l'esposizione esterna in FGR12/EPA [25].

Per la dose da irradiazione esterna il confronto può essere così riassunto:

- con RESRAD 5.91 si ottiene una dose pari a 0.027 mSv per il primo anno (con spessore dello strato contaminato $s = 1$ cm);
- nel rapporto BTF viene calcolata una dose pari a 0.004 mSv/anno;
- Fetter e von Hippel [24] ottengono 0.033 mSv/anno (nelle ipotesi di contaminazione superficiale su un piano infinito);
- utilizzando le tabelle in FGR12 [25] si ottiene una dose pari a 0.025 mSv/anno (nell'ipotesi di contaminazione su uno strato infinito di spessore $s = 1$ cm).

Le stime sono abbastanza concordi, nonostante le residue disomogeneità di ipotesi; in particolare, il valore BTF è ottenuto con un metodo particolare, di confronto con l'esposizione all'uranio naturale.

Per la dose da irradiazione interna, invece, le stime riportate nei lavori considerati differiscono in modo notevole, come del resto prevedibile tenendo conto della forte dipendenza della dose interna da alcuni parametri (dimensione e concentrazione in aria del particolato). Escludendo il consumo di acqua potabile contaminata:

- con RESRAD 5.91 si ottiene una dose pari a 0.003 mSv per il primo anno (con spessore dello strato contaminato $s = 1$ cm);
- nel rapporto BTF (con uno spessore $s = 10$ cm) viene calcolata una dose pari a circa 0.007 mSv/anno per l'ingestione ed un valore compreso tra 0.006 e 6 mSv/anno per l'inalazione, in funzione della concentrazione in aria del particolato risospeso dal suolo, dove la polverosità normale (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) corrisponde ad una dose di 0.06 mSv/anno;
- nel lavoro di Fetter e von Hippel viene stimata la dose cumulativa su 50 anni, non riconducibile direttamente ad un valore medio annuo.

Nel complesso, nell'ipotesi che l'acqua potabile non sia contaminata, se si considerano condizioni di polverosità non estrema, le stime di dose si accordano e forniscono valori di dose media annua molto inferiori al limite di dose annuo per la popolazione.

Quando si consideri invece uno scenario in cui l'acqua locale sia abitualmente utilizzata per uso potabile, e' necessario tenere conto del trasferimento della contaminazione dal suolo alla falda e quindi del progressivo aumento di concentrazione di UI nell'acqua. A titolo di esempio citiamo una stima per l'area di Jefferson Proving Ground, (area militare USA di prova dei proiettili UI) per una falda superficiale (1 m) e per 300 Bq/kg di UI nei primi 15 cm di suolo: la dose dovuta alla sola ingestione di acqua contaminata raggiunge dopo 10 anni il valore di 1 mSv/anno [26], con una concentrazione nell'acqua molto superiore al valore di riferimento EPA e al limite dei livelli accettabili per l'assenza di danni tossicologici. La scarsa profondit  rende in questo caso molto rapida la contaminazione della falda, che in generale potr  avvenire solo dopo tempi pi  lunghi, data la scarsa mobilit  degli ossidi di uranio (una misura del tempo di lisciviazione fornisce [27], per i primi 10 cm di suolo, valori compresi tra 7 e 15 anni per i composti UO_2 e U_3O_8). Osserviamo che la contaminazione diretta o pi  rapida di una falda acquifera superficiale potrebbe avvenire per effetto di proiettili all'UI che raggiungano strati di suolo pi  profondi. Per corsi d'acqua ad uso potabile la contaminazione dall'atmosfera sarebbe rapidamente diluita nel volume complessivo delle acque, mentre questo potrebbe non essere vero in un bacino chiuso, a limitato ricambio d'acqua: in tal caso il contributo di dose dovuto al consumo di acqua contaminata potrebbe divenire quello principale, e andrebbe valutato con precisione a partire da valori misurati di contaminazione nell'acqua.

6. Conclusioni

L'uso di munizioni contenenti uranio impoverito determina l'esposizione della popolazione sia al momento dell'impatto del proiettile che successivamente: l'uranio, come noto, e' un elemento tossico e radioattivo con un lungo tempo di dimezzamento.

Non essendo disponibili dati sperimentali sulla contaminazione dell'ambiente prodotta dall'uso bellico di armi contenenti UI, nel presente lavoro la dose efficace media alla popolazione viene stimata nell'ipotesi di una contaminazione iniziale pari a 990 Bq/kg nel primo centimetro di suolo, utilizzando il programma di calcolo RESRAD, versione 5.91:

- se l'acqua potabile non e' contaminata da UI la dose media annua risulta dell'ordine di 0.004 mSv (il 90% della quale da irradiazione esterna dal suolo) e si pu  quindi ritenere trascurabile rispetto al limite di dose per la popolazione;

- nell'ipotesi, in genere non probabile per acque di falda, di contaminazione dell'acqua potabile il

contributo di dose dovuto al consumo di acqua potrebbe divenire principale e rilevante rispetto al limite di dose per la popolazione, e andrebbe tenuto conto anche della possibilità di effetti di tipo tossicologico. Il controllo della contaminazione dell'acqua potabile assume quindi fondamentale importanza per la tutela della salute della popolazione.

Molto diverso e' invece il problema della dose individuale che si può avere localmente, soprattutto in prossimità di frammenti del proiettile conficcati nel suolo e ossidati, dove e' possibile che le concentrazioni di UI nel suolo raggiungano valori molto elevati (fino al 12% in peso [28]), con la possibilità di esporre la popolazione, in primo luogo bambine e bambini che si trovino a giocare con cilindri di UI dispersi nell'ambiente, a dosi anche molto elevate, ma difficilmente stimabili, per inalazione o ingestione di particelle di ossidi di UI.

Indipendentemente dai valori di dose stimati, si ritiene che non sia giustificata l'esposizione della popolazione, e che l'uso militare dell'UI sia contrario alla normativa nazionale ed europea e alle raccomandazioni internazionali che regolano la protezione dalle RI. A questo proposito ricordiamo che nell'agosto 1996 la sottocommissione ONU sulla Prevenzione delle Discriminazioni e sulla Protezione delle Minoranze ha votato una risoluzione contro l'uso e la diffusione delle armi di distruzione di massa, in particolare anche delle armi contenenti UI [29].

Bibliografia

[1] DoD News Briefing, Monday, May 3, 1999 – 2:00 p.m., Presenter: Mr. Kenneth H. Bacon, ASD PA

http://www.fas.org/man/dod-101/ops/docs99/t05031999_t0503asd.htm

[2] Press Conferences given by NATO Spokesman, Jamie Shea and SHAPE Spokesman, Major General Walter Jertz, 14/15 May 1999

<http://www.nato.int/kosovo/press/p990514b.htm>

<http://www.nato.int/kosovo/press/p990515b.htm>

[3] UNEP Press Release,

<http://www.grid.unep.ch:80/btf/pressreleases/unep21032000.html>

[4] Department of Defense, Exposure Report – August 4, 1998, Environmental Exposure Report Depleted Uranium in the Gulf, <http://www.gulflink.osd.mil/du>

[5] Tabella F in [4] http://www.gulflink.osd.mil/du/du_tabf.htm

[6] M.J. Hodgson and H. M. Hansen, JOEM, **41** (1999) 443

[7] GAO, Gulf War Illnesses, Questions About the Presence of Squalene Antibodies In Veterans Can Be Resolved, GAO/NSIAD-99-5, March 1999

[8] UNEP/UNCHS, Balkan Task Force, The Potential Effects on Human Health and Environment Arising from Possible Use of Depleted Uranium During the 1999 Kosovo Conflict. A preliminary Assessment. October 1999

<http://www.grid.unep.ch:80/btf/missions/september/dufinal.pdf>

[9] Final Programmatic Environmental Impact Statement for Alternative Strategies for the Long-term Management and Use of Depleted Uranium Hexafluoride, US Department of Energy, april 1999

<http://web.ead.anl.gov/uranium>

[10] DOE, <http://www.miltoxproj.org/DU/DOE.pdf>

[11] Tabella E in [4] http://www.gulfink.osd.mil/du/du_tabe.htm

[12] N. H. Harley, E. C. Foulkes, L. H. Hilborne, A. Hudson and C. R. Anthony, Rand Report, A Review of the Scientific Literature As it Pertains to Gulf War Illness, vol. 7, Depleted Uranium, RAND.

<http://www.gulfink.osd.mil/library/randrep/du/cover.html>

[13] BeirV, Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, 1990.

[14] ICRP Publication 60, 1990

[15] ICRP Publication 56, 1989

[16] ICRP Publication 66, 1994

[17] ICRP Publication 72, 1996

[18] Agency for Toxic Substances and Disease Registry Public Health Statement, 1990

<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/phs9029.html>

[19] <http://www.epa.gov/docs/epacfr40/chapt-I.info/subch-F/40P0192.pdf>

[20] US EPA 50 FR 33050,

<http://www.antenna.nl/wise-database/uranium/utox.html#ING>

[21] World Health Organization: Guidelines for Drinking-water Quality, Second edition, Addendum to Volume 2: Health Criteria and Other Supporting Information, WHO/EOS/98.1, Geneva 1998, 283 p.

[22] <http://web.ead.anl.gov/resrad/resrad.html>

[23] C. Giannardi e D. Dominici, Il Ponte, novembre-dicembre 1999, 118

[24] S. Fetter and F. von Hippel, *Science and Global Security*, **8** 125 (1999)

[25] U.S. EPA: Federal Guidance Report No. 12: External Exposures to Radionuclides in Air; Water; and Soil, EPA 402-R-93-081, September 1993,
<http://www.antenna.nl/wise/uranium/help.html#PDF>

[26] M. H. Ebinger and W. R. Hansen, LA-UR-94-1809, april 1994

[27] G. G. Killogh, et al., *Journal of Environmental Radioactivity* **45** (1999) 95

[28] M. H. Ebinger et al., LA-11790-MS, june 1990

[29] UN Press Release, 04 Sep 1996, HR/CN/755,
<http://southmovement.alphalink.com.au/antiwar/UNres.htm>