

## Uranio impoverito nelle armi utilizzate nella guerra del Kosovo: esiste un rischio di contaminazione radioattiva?

La recente decisione del Pentagono di utilizzare gli aerei A-10 "Warthog" e gli elicotteri "Apache" nella guerra del Kosovo ha riportato in primo piano il problema dell'uso di armi contenenti materiale radioattivo. I Warthog (figura 1) e gli Apache sono equipaggiati con i cannoni GAU-8/A, in grado di sparare proiettili da 30 mm all'uranio impoverito (*Depleted Uranium*, DU). Queste armi erano già state utilizzate durante la guerra del Golfo contro l'Iraq nel 1991, e successivamente durante l'attacco NATO in Bosnia.

L'*International Action Center* (IAC), un'organizzazione politica indipendente di New York schierata contro la guerra, ha definito la decisione "un pericolo per la popolazione e l'ambiente di tutti i Balcani". Lo IAC si era occupato del problema da molto tempo [1], sostenendo che i residui di Uranio impoverito rimasti in Iraq sono responsabili di numerosi casi di aborti, malformazioni in neonati, leucemie ed altri tumori nella zona di Bassora, Iraq meridionale. Lo IAC ha pure ipotizzato che l'uso di proiettili radioattivi abbia provocato la cosiddetta "Sindrome della Guerra nel Golfo" (*Gulf War Syndrome*, GWS), una patologia ancora misteriosa che si ritiene abbia colpito quasi 100.000 reduci inglesi e americani della guerra in Kuwait ed Iraq nel 1991. Sara Flounders, uno degli autori del libro [1], ha dichiarato che "con l'utilizzo dei Warthog la NATO trasformerà il Kosovo in un deserto radioattivo".



**Figura 1.** Un caccia A-10 Warthog distrugge un carro armato durante un'esercitazione.

La posizione dell'IAC e di altre fonti (principalmente irachene) è stata ripresa dalla stampa e dalle televisione in Europa con grande enfasi. I Serbi denunciano "bombardano tutto....e riempiono il territorio di uranio impoverito con cui fabbricano queste nuove bombe potenti, le stesse che hanno provocato tra i soldati americani e la popolazione irachena tanti morti e tante malattie" (dichiarazione del Presidente della Confederazione Sindacale della Serbia Tomislav Banovic a "Il Manifesto" del 1/5/99). La replica degli americani, secondo *Il Corriere della Sera* (5/5/99) sarebbe "i militari americani replicano a queste accuse con analisi scientifiche sulla non pericolosità dell'uranio impoverito: «Ha la stessa radioattività dell'uranio naturale, che si trova in molte rocce, nei fiumi e in fondo agli oceani»". Quali sarebbero queste "analisi scientifiche" non è chiaro: l'uranio impoverito è *meno* radioattivo dell'uranio naturale (tabella I), ma naturalmente ciò non ne esclude la pericolosità, che dipende dalla concentrazione. In Italia, non sono mancati interventi in *talk-show* televisivi e radiofonici, con interviste a reduci della guerra del Golfo e pareri di "esperti" nazionali (i quali, palesemente, brancolavano nel buio). Lo scopo di questo breve

articolo è quello di affrontare il problema in modo scientifico, basandosi sui dati reperibili in letteratura. Le ricerche nel campo degli effetti del DU si sono enormemente intensificate in relazione al problema della GWS. Come è noto, molti reduci dalla guerra del 1991 sono risultati affetti da stanchezza cronica, aumento delle malattie infettive, disturbi neurologici. Alcuni casi di cancro e di malformazioni ereditarie sono state denunciate come connesse alla GWS (ma non è stata provata finora un'incidenza maggiore fra i reduci rispetto alla popolazione). Non è ancora chiaro se la GWS sia in realtà una malattia già nota, che ha colpito i soldati in Kuwait ed Iraq con elevata frequenza, o se ci si trova davanti ad una patologia del tutto nuova. Il Dipartimento della Difesa USA ha nominato 8 commissioni indipendenti per investigare su questa sindrome. Le commissioni dovevano coprire 8 possibili cause della GWS: armi biologiche, armi chimiche, incendi nei pozzi petroliferi, pesticidi, vaccinazioni, malattie infettive, uranio impoverito e stress. Il presente articolo per il Bollettino SIRR è basato principalmente sul rapporto della Commissione 7 sull'Uranio impoverito [2], pubblicato nel 1999. Altre fonti sono citate nel testo. Le opinioni che esprimo nell'articolo sono strettamente personali, e non riflettono né quelle della SIRR, né quelle della Commissione nominata dal Dipartimento della Difesa USA.

### 1. Caratteristiche dell'uranio impoverito

L'Uranio è un metallo pesante che si trova in piccole quantità in rocce, suolo, aria, acqua e cibi. Nella sua forma naturale, l'uranio è costituito da 3 isotopi, con una netta prevalenza (99.2745%) dell'isotopo 238 (tabella I). Tutti gli isotopi dell'uranio sono radioattivi, e decadono emettendo una particella  $\alpha$  in altri isotopi, ancora radioattivi: la catena di decadimento del  $^{238}\text{U}$  è mostrata in figura 2. A causa della sua grande vita media ( $4.468 \cdot 10^9$  anni), il  $^{238}\text{U}$  ha una attività molto bassa. Per utilizzarlo nei reattori nucleari, o nelle armi nucleari, è necessario arricchire l'uranio naturale con gli isotopi fissili  $^{235}\text{U}$  e  $^{234}\text{U}$ . Il materiale che ne deriva è noto come *uranio arricchito*, e la sua concentrazione di  $^{235}\text{U}$  in peso varia fra il 2% ed il 90%. Il materiale di scarto di questo processo è noto come *uranio impoverito* (DU), e contiene meno dello 0.7% di  $^{235}\text{U}$ . Per le applicazioni militari, viene utilizzato DU contenente lo 0.2% di  $^{235}\text{U}$  (tabella I). Il DU è meno radioattivo dell'uranio naturale di circa il 40%, e di circa un ordine di grandezza meno dell'uranio arricchito.

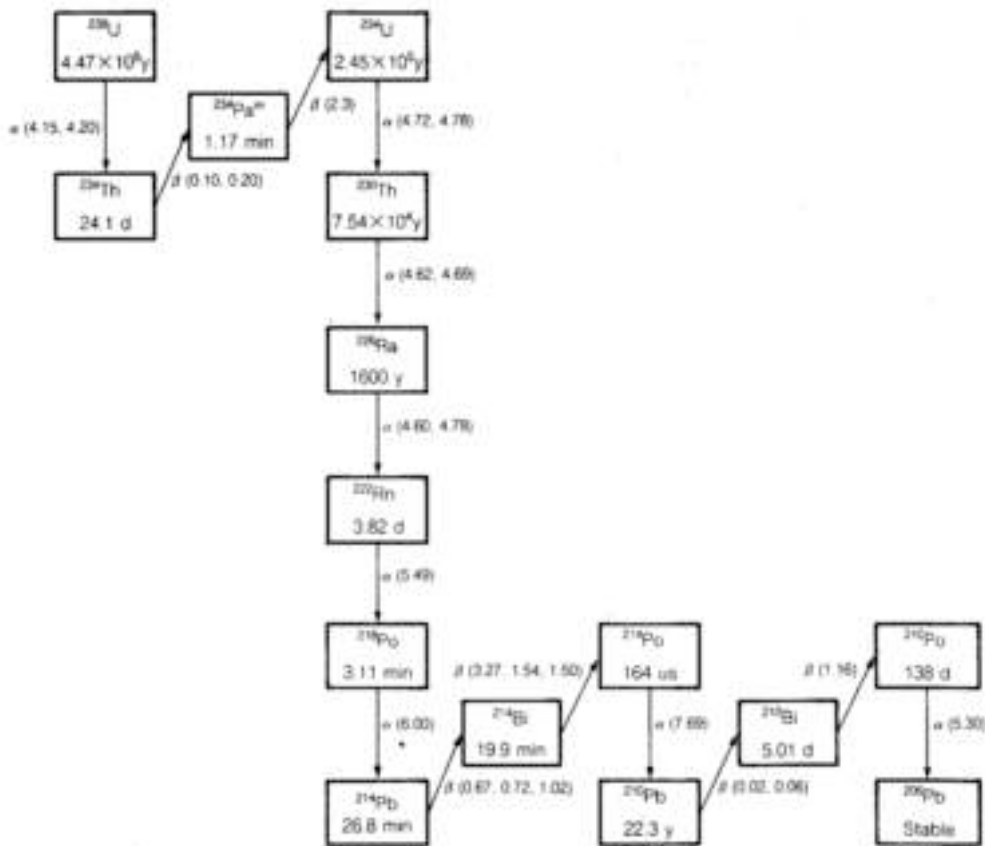
Metallo	Massa atomica	Energia delle particelle $\alpha$ in MeV (%)	Composizione isotopica (%)	Vita media (anni)	Attività (mBq/mg)
Uranio naturale	238	4.147 (23) 4.196 (77)	99.2745	$4.468 \cdot 10^9$	12.40
	234	4.724 (28) 4.776 (72)	0.0055	$2.450 \cdot 10^5$	12.40
	235	4.364 (11) 4.395 (55)	0.7200	$7.037 \cdot 10^8$	0.60
	<b>Totale</b>				<b>25.40</b>
Uranio impoverito	238	4.147 (23) 4.196 (77)	99.8000	$4.468 \cdot 10^9$	12.40
	234	4.724 (28) 4.776 (72)	0.0010	$2.450 \cdot 10^5$	2.26
	235	4.364 (11) 4.395 (55)	0.2000	$7.037 \cdot 10^8$	0.16

<b>Totale</b>				<b>14.80</b>
---------------	--	--	--	--------------

**Tabella I.** Principali caratteristiche isotopiche dell'uranio naturale e di quello impoverito.

Con una attività di soli 14.8 mBq/mg, il DU è classificato nella fascia più bassa di rischio fra gli isotopi radioattivi. Per confronto, le attività specifiche dei due radioisotopi che maggiormente contribuiscono al fondo di radiazione ambientale,  $^{40}\text{K}$  e  $^{222}\text{Rn}$ , sono di circa 400 mBq/mg e 8 GBq/mg, rispettivamente.

Il DU possiede delle uniche proprietà fisiche quali la densità elevatissima ( $19\text{ g/cm}^3$ , 1.7 volte maggiore della densità del piombo) ed una notevole duttilità. Inoltre, l'uranio è piroforico, e quindi delle piccole particelle prendono spontaneamente fuoco in aria. A causa di queste proprietà fisiche, viene utilizzato comunemente per applicazioni in medicina (schermi per le radiazioni), aviazione (contrappesi e zavorre), mineralogia (apparecchiature per le scavatrici nei pozzi petroliferi), ed applicazioni militari. Il DU è infatti particolarmente efficace come corazza o blindatura, e garantisce una maggiore penetrazione dei proiettili (figura 3), che sono in grado di



**Figura 2.** Schema del decadimento del  $^{238}\text{U}$ .

perforare le corazze dei mezzi blindati. Esso è utilizzato dalle forze armate in USA, Gran Bretagna, Russia, Turchia, Arabia Saudita, Pakistan, Thailandia, Israele e Francia.

I rischi legati all'utilizzo di DU sono però in primo luogo di tipo chimico. Come tutti i metalli pesanti, l'uranio è tossico, e gli organi maggiormente interessati sono i reni. I

potenziali effetti nocivi, sia tossici che radioattivi, del DU sono legati alla sua incorporazione all'interno dell'organismo, che può avvenire generalmente in 2 modi: per ingestione o per inalazione. Nel caso militare, esiste una terza via per l'incorporazione dell'uranio: i frammenti di proiettile depositati all'interno dell'organismo. Per quanto riguarda l'inalazione, è la natura piroforica dell'uranio a renderla probabile: l'impatto di un proiettile di DU su di un blindato, o di un proiettile convenzionale su una corazza di DU, producono polveri e aerosol che prendono rapidamente fuoco in aria. Le alte temperature legate alla combustione ossidano l'uranio metallico generando diossido ( $UO_2$ ), triossido ( $UO_3$ ) e principalmente ottaossido ( $U_3O_8$ ) di uranio. La percentuale di DU che passa allo stato aerosol-gassoso dipende da molti fattori: durezza del bersaglio, velocità e angolo di impatto, cammino all'interno del bersaglio. La durezza del bersaglio è particolarmente critica: un impatto di un proiettile DU con una corazza contenente DU produce ovviamente la massima percentuale di DU volatile (fino al 70%), mentre la percentuale diminuisce notevolmente nel caso di impatto con bersagli di basso peso specifico. Nel caso della Guerra del Golfo, la maggior parte dei proiettili attraversarono completamente la corazza dei blindati iracheni, e la percentuale di DU volatilizzato dal proiettile è stata stimata fra il 10% ed il 35%, e una frazione compresa fra il 60% ed il 70% dell'aerosol è abbastanza piccolo da poter essere inalato [3].



**Figura 3.** Un proiettile di DU recuperato nella zona di Bassora. Foto di G.Siegwart-Horst da ref. 11.

## 2. Metabolismo dell'uranio

L'uranio ingerito, inalato, o presente nei frammenti di proiettile incorporati può essere solubilizzato dall'organismo e depositarsi in diversi organi (figura 4). L'uranio è normalmente distribuito in tutti i tessuti dell'organismo, in quantità comprese fra i 2 ed i 62 mg.

L'uranio inalato, soprattutto le particelle di minori dimensioni (<10  $\mu m$ ), si depositano nei bronchi, ed in particolare negli alveoli. L'80% dell'uranio depositato viene però rimosso dai meccanismi mucociliari dei bronchi, e quindi ingoiato, passando nel tratto gastrointestinale, da dove viene rapidamente escreto. Circa l'1% dell'uranio inalato finisce nel sistema sanguigno, entrandovi dai polmoni, dai linfonodi, o dall'intestino. Per quanto riguarda l'uranio ingerito (per esempio, per deglutizione degli aerosol), una frazione compresa fra 0 e 2.5% viene assorbita dall'intestino, mentre il rimanente viene escreto.

Complessivamente, circa il 90% dell'uranio inalato o ingerito viene escreto con le urine nel giro di 3 giorni. In tempo di dimezzamento effettivo, ovvero il tempo necessario affinché la metà della quantità di radionuclide venga eliminato dall'organo, è quindi completamente dominato dal tempo di dimezzamento biologico, ed è dell'ordine di un giorno. A causa di questa efficiente eliminazione, l'analisi della concentrazione di uranio nelle urine costituisce una misura sensibile dell'esposizione al metallo. In condizioni normali, ogni individuo elimina dai 50 ai 500 ng di uranio al giorno con le urine.

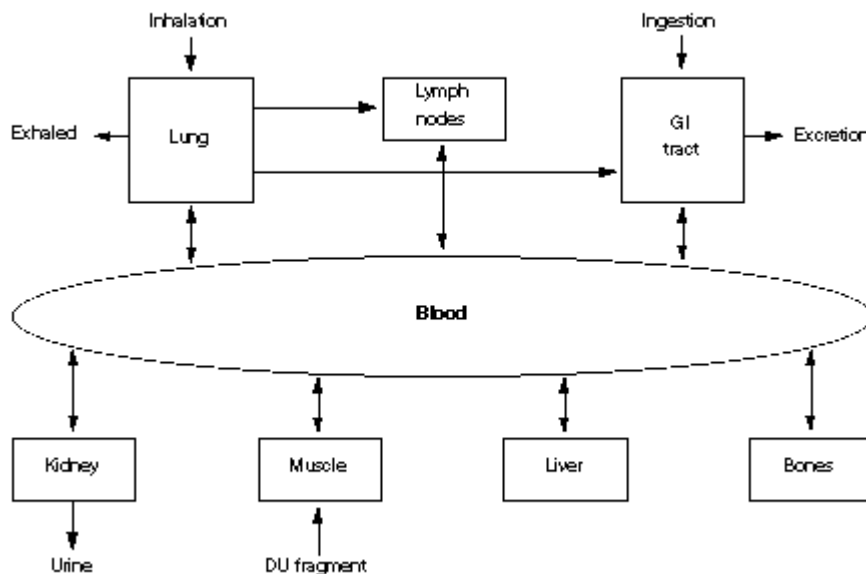
L'uranio che non viene escreto si distribuisce in tutti gli altri organi, principalmente nelle ossa, nei reni, nel fegato, nei polmoni, nel grasso e nei muscoli. Intervalli dei valori di concentrazione misurati in individui normali residenti in diverse località sono riportati in tabella II [4].

Va notato che la solubilità dell'uranio dipende dalla sua forma chimica. I composti non ossidi, come  $UCl_4$ , sono estremamente solubili, mentre l'ottaossido  $U_3O_8$  è relativamente insolubile. Poiché nel caso militare sono gli ossidi ad essere inalati, la loro scarsa solubilità ne diminuisce il rischio di tossicità chimica, mentre ne esalta la pericolosità radiologica.

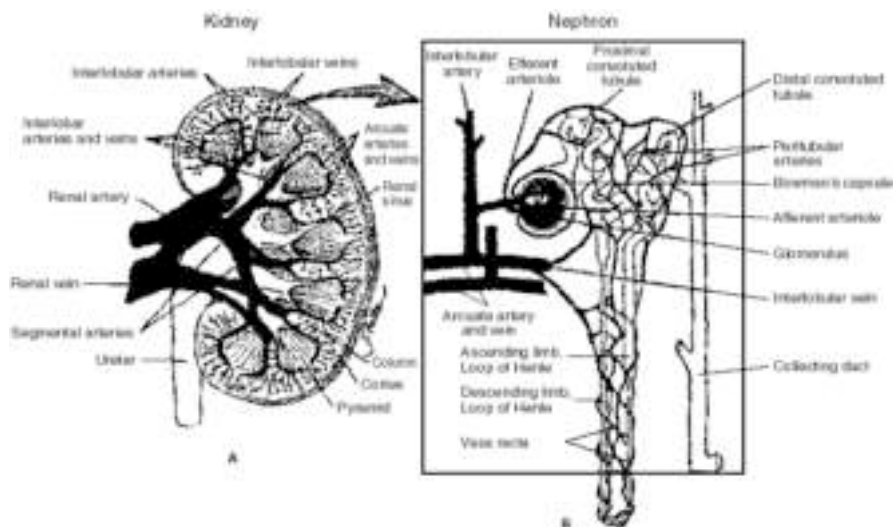
### 3.Tossicità chimica

I metalli pesanti presentano una notevole affinità chimica per le molecole biologiche contenenti gruppi fosfati (per esempio, fosfolipidi e acidi nucleici) o sulfidrilici (come la cisteina, il glutatone, gli ossianioni e molte proteine). Per questo motivo, i metalli pesanti non si trovano negli organismi nello stato di ione libero, ma sempre legati alle biomolecole. Nel caso dell'uranio, i composti più importanti sono gli ossianioni carbonati: il 47% dell'uranio nel sangue si trova nella forma di  $[UO_2(CO_3)_2]_2$ , che è stabile a pH neutro. Si decompone rapidamente, invece, a pH acido, per cui nelle urine si ritrova lo ione uranile.

Il principale organo interessato per la tossicità dell'uranio è il rene (figura 5). Il sito principale di interazione sono i tubuli prossimali, dove i composti carbonati vengono degradati, consentendo all'uranio di interagire con le membrane delle cellule apicali dell'epitelio tubulare.



**Figura 4.** Assorbimento dell'uranio nell'organismo. Schema da ref. 2.



**Figura 5.** Il rene umano (da ref. 2).

Tessuto	Intervallo delle concentrazioni di uranio riportati in letteratura (mg/kg)
<b>Polmoni</b>	0.34-3.60
<b>Reni</b>	0.11-2.54
<b>Scheletro</b>	0.10-1.63
<b>Fegato</b>	0.016-0.34
<b>Cuore</b>	0.07-0.40
<b>Muscoli</b>	0.003-0.22

**Tabella II.** Intervallo di concentrazioni di uranio in diversi tessuti riportati in letteratura, in mg di uranio per kg di tessuto. Le misure sono state effettuate in diversi soggetti normali residenti in diverse zone. Tabella adattata dalla ref. 4.

Come gli altri metalli pesanti, l'effetto dell'uranio sul rene è quello di deprimere la secrezione degli anioni organici ed il riassorbimento del glucosio e degli amminoacidi. Il risultato è una disfunzione renale, che provoca proteinuria e glucosuria e, a concentrazioni molto elevate, il blocco renale. Una dose massima ammissibile di 3 mg di uranio per g di rene viene raccomandata. Secondo la Health Physics Society [5], le dosi soglie di inalazione sono di 8 mg per effetti transienti sul rene, e 40 mg per danni permanenti. Questi limiti sono basati principalmente su studi sui lavoratori delle miniere di uranio o su animali, in cui però si utilizzavano composti solubili dell'uranio. Nei cani, per esempio, la soglia per l'induzione di blocco renale provocato da un'iniezione endovena di uranio è di 10 mg/kg.

Non esiste alcuno studio epidemiologico sull'uomo in grado di dimostrare effetti tossici degli ossidi di uranio. Si sono verificati però un certo numero di incidenti nelle centrali nucleari, a causa dell'esplosione di uranio metallico in aria mentre venivano maneggiati da lavoratori. In questi casi, è possibile avere aerosol con concentrazioni molto alte di uranio (decine di mg/m<sup>3</sup> in aria), che sono chiaramente visibili. In un caso ben

documentato [6], la concentrazione di uranio nelle urine il giorno dell'incidente era di 20 mg/l, e passò a circa 10 mg/l nel giro di una settimana. I lavoratori coinvolti in questi incidenti non hanno mai riportato disfunzioni renali o di altro genere, né tumori anche molti anni dopo l'esposizione.

Per quanto riguarda i reduci della Guerra nel Golfo, in nessun caso sono stati riscontrati segnali di disfunzioni renale, né acuti (durante la guerra) né cronici (dal follow-up dei reduci che continua ancora ora). Le analisi delle urine danno oggi valori nella norma, come è ovvio vista la velocità di escrezione dell'uranio, con l'eccezione dei reduci con frammenti di proiettile all'interno del corpo, di cui parleremo in seguito. Poiché il rene è l'organo più sensibile all'uranio, la mancanza di patologie renali suggerisce che i livelli di esposizione caratteristici nel caso militare siano talmente bassi da non risultare tossici. D'altra parte, è molto improbabile che l'esplosione di munizione al DU possano aver provocato concentrazione di uranio nell'ordine di mg/m<sup>3</sup>, anche per brevi periodi. All'esterno dei veicoli colpiti, il vento ed il successivo fall-out al suolo disperdono molto rapidamente i fumi di qualsiasi materiale. I vapori possono essere trasportati anche a km di distanza prima di depositarsi nel terreno dove il metallo potrebbe entrare nella catena alimentare o inquinare la falda acquifera. In questo caso, potrebbe esservi un pericolo di contaminazione per la popolazione residente in Iraq. Dalla precedente discussione, però, risulta chiaro che le concentrazioni di uranio volatile sono talmente basse da non poter apparentemente produrre alcuna nefrotossicità.

#### 4. Irradiazione interna

Il rischio legato alla inalazione di radionuclidi è quello di cancro. L'uranio insolubile depositato nei bronchi emette particelle a che colpiscono le cellule basali. Esiste una letteratura molto ampia sui casi di cancro fra i lavoratori delle miniere di uranio, che in passato erano esposti a concentrazioni molto elevate di gas radioattivi. E' stato comunque concluso che il responsabile è in questo caso il <sup>222</sup>Rn, un gas di elevata attività che viene inalato ed emette particelle a nei bronchi. Il <sup>222</sup>Rn fornisce peraltro circa i 2/3 della dose annuale equivalente alla popolazione, che è dell'ordine dei 3 mSv.

Come per tutti i casi di contaminazione interna, la dose equivalente legata all'inalazione di uranio è proporzionale alla sua attività, nonché all'energia ed al fattore di qualità delle particelle a emesse. Il fattore di conversione raccomandato dall'ICRP [7] per l'uranio è di 1 mSv per mg di uranio per anno per kg di polmone. Questo significa che occorrono circa 2 mg di uranio inalati per raggiungere la dose annuale normalmente somministrata dal <sup>222</sup>Rn, e 50 mg per arrivare alla dose massima ammissibile annuale di 50 mSv. Per costituire un rischio radiologico, quindi, le quantità di uranio inalate dovrebbero essere talmente elevate da provocare gravi danni acuti al rene, e tale effetto non è mai stato osservato. Peraltro, come notato in precedenza, appare improbabile che nello scenario bellico si siano sviluppati fumi con concentrazioni di uranio dell'ordine dei mg/m<sup>3</sup>, e va tenuto presente che anche 10 mg/m<sup>3</sup> di DU corrispondono a circa 150 Bq/m<sup>3</sup>, un'attività comune in molte abitazioni in Italia a causa del radon ed inferiore alla soglia di attenzione di 200 Bq/m<sup>3</sup>.

L'inalazione di DU appare quindi un rischio minimo per i soldati, ma la situazione potrebbe essere diversa nel caso della popolazione. L'uranio lasciato sul campo di battaglia viene lentamente trasportato dal vento e respirato, ed il fall-out può contaminare le falde acquifere ed entrare nella catena alimentare. Benché tale contaminazione comporterebbe concentrazioni di uranio molto basse, ben al di sotto di ogni effetto

somatico, non tutto appare chiarito sugli effetti stocastici dell'uranio inalato o ingerito. L'esposizione della popolazione, inclusi i bambini, è sicuramente diversa da quella dei lavoratori delle centrali nucleari, dei minatori, e degli stessi soldati. Sotto questo punto di vista, gli effetti genetici sono quelli di maggiore preoccupazione. Benché si sia visto che la attività del DU è molto bassa, la maggior parte degli studi sul metabolismo riguardano composti solubili dell'uranio, laddove nello scenario di guerra si inalano principalmente ossidi insolubili, meno tossici dal punto di vista chimico, ma con tempi di permanenza più lunghi nei polmoni. La genotossicità dell'uranio è stata dimostrata *in vitro* misurando le aberrazioni cromosomiche in cellule di criceto cinese trattate con nitrato di uranile a diversa concentrazione [8], ed è caratteristica anche di altri metalli pesanti. Uno studio interessante sulla genotossicità *in vivo* è quello sui minatori della cava scoperta di uranio in Namibia [9]. È stato misurato un aumento significativo della frequenza di aberrazioni cromosomiche nei minatori rispetto ai controlli (tabella III). Gli autori dello studio, stimolato da notizie non confermate di una elevata incidenza di cancro fra i lavoratori della miniera, sembrano attribuire tale osservazione alle radiazioni emesse dall'uranio inalato. Va però notato che il livello di radioattività è stato accuratamente misurato nella zona, e si è concluso che la dose equivalente assorbita è di circa 1.8 mSv/anno. Il contributo del radon, gas fortemente volatile, dovrebbe essere piccolo, in quanto la cava è all'aperto. Non sembra si possa escludere un effetto legato alla genotossicità chimica (o combinata chimico-radioattiva) dei composti di uranio, i quali possono interagire con il DNA. Maggiori studi sulla genotossicità degli ossidi di uranio, e sulle aberrazioni cromosomiche nei reduci della guerra del Golfo o nelle popolazioni residenti in zone contaminate con residui di DU sarebbero necessari per chiarire il rischio alla popolazione generale.

	<b>Minatori</b>	<b>Controlli (fumatori)</b>	<b>Controlli (non-fumatori)</b>
<b>Numero di soggetti</b>	11	9	9
<b>Numero totale di cellule osservate</b>	27337	9286	8741
<b>Traslocazioni (frequenza %)</b>	89 (0.33)	24 (0.25)	14 (0.16)
<b>Dicentrici (frequenza %)</b>	8 (0.03)	1 (0.01)	1 (0.01)
<b>Delezioni (frequenza %)</b>	63 (0.23)	15 (0.16)	6 (0.07)
<b>Anelli centrici (frequenza %)</b>	24 (0.09)	3 (0.03)	0
<b>Scambi complessi (frequenza %)</b>	13 (0.05)	4 (0.04)	0
<b>Aberrazioni cromatidiche (frequenza %)</b>	12 (0.04)	0	0
<b>Trisomie</b>	11 (0.04)	3 (0.03)	0
<b>Frequenza percentuale totale</b>	0.80±0.05	0.53±0.07	0.24±0.05



**Tabella III.** Frequenza di aberrazioni nei cromosomi 1, 3 e 4 (misurate con la tecnica FISH) in linfociti periferici del sangue di minatori della Namibia. I minatori avevano lavorato un minimo di 15 anni all'estrazione di uranio. I minatori erano tutti in buona salute, non-fumatori, e non avevano ricevuto indagini radiologiche. Il confronto con i controlli evidenzia un aumento statisticamente significativo (adattato dalla ref. 9).

## 5. Irradiazione esterna

Benché l'uranio sia un emettitore alfa, i suoi prodotti di decadimento possono emettere radiazione gamma e beta (figura 2), rappresentando quindi un rischio anche per esposizione esterna. In particolare il  $^{234}\text{Pa}$ , che va rapidamente in equilibrio con il  $^{238}\text{U}$  ed il  $^{234}\text{Th}$ , dà il maggior contributo alla dose esterna con emissione di raggi gamma. Pertanto, tutte le armi contenenti DU vengono trasportate all'interno di opportuni contenitori schermati. Considerando l'attività del DU, è stato calcolato che per una sorgente non schermata tenuta a contatto con la pelle, il rateo di dose equivalente alla pelle è di circa 1.4 mSv/giorno per grammo di DU. La dose agli organi interni è ovviamente minore.

La dose esterna prodotta dal DU è stata accuratamente misurata nei carri armati Abrams M1 utilizzati nella Guerra del Golfo. Questi carri hanno una corazza in DU, e trasportano proiettili di DU. Essi rappresentano quindi il punto di massima esposizione a radiazione esterna da DU per i soldati durante la guerra. I risultati delle misure di rateo di dose sono riportati in tabella IV. Il valor medio in un carro armato normale è di 0.1 mSv/h, per cui i valori misurati all'interno degli M1 sono anche più di dieci volte maggiori. Anche per permanenze lunghe nel carro, comunque, la dose accumulata rimane al di sotto di quella massima ammissibile.

Il pericolo maggiore per la irradiazione esterna è però quello di contaminazione ambientale, vale a dire per le popolazioni residenti dell'Iraq o, adesso, del Kosovo. Come accennato nell'introduzione, fonti irachene hanno denunciato una elevata incidenza di leucemia nei bambini, malformazioni genetiche ed anemie nella popolazione di Bassora. Tali effetti sono stati attribuiti proprio al DU lasciato in Iraq.

La prima informazione necessaria è quella della quantità di DU che è attualmente depositata in Iraq. Un rapporto riservato dell'Agenzia Atomica Inglese, resa nota da fonti giornalistiche [10], parla di 14.000 proiettili utilizzati durante la Guerra del 1991. Secondo fonti irachene, sarebbero stati sparati invece circa 940.000 proiettili al DU. Assumendo questa ipotesi più pessimistica, e considerando che ogni proiettile pesa circa 300 g, nell'area bellica vi sarebbero ora 300 tonnellate di DU, in un'area compresa fra il Kuwait, l'Arabia Saudita, e l'Iraq meridionale. Considerando l'attività del DU e il fattore di conversione per la dose equivalente nel caso di irradiazione esterna, se ne deduce che, se supponiamo di raccogliere queste 300 tonnellate in unico punto e di avvicinarsi ad esso, il rateo di dose alla pelle sarebbe di circa 300 mSv/min. Una permanenza di circa 15 min risulterebbe quindi letale per l'ipotetico osservatore.

Naturalmente, si è fatta qui l'ipotesi assurda di concentrare tutto l'uranio in unico punto, e di porlo a contatto con il corpo. La situazione reale è quella di un grosso numero di proiettili di 300 g, disseminate in un'area enorme, generalmente desertica. Alcune testimonianze riportate dai media in Italia parlano di "bambini che giocavano con dei proiettili particolarmente pesanti e di colore simile al piombo a sud di Bassora.....un bambino del gruppo successivamente si ammalò di leucemia e morì" [11]. Va tenuto presente che il rateo di dose alla pelle da un proiettile non schermato è di circa 500 mSv/giorno, mentre la dose al midollo osseo sarà ridotta dall'attenuazione del corpo stesso e diminuisce allontanandosi dal proiettile. Considerando le stime di rischio di cancro da radiazione (dell'ordine del 5% Sv<sup>-1</sup>), un soggetto adulto dovrebbe tenere addosso il proiettile per oltre un anno per vedere la sua probabilità di avere una leucemia

aumentare dell'1%. Naturalmente, il discorso potrebbe essere diverso se i proiettili fossero disseminati in zone altamente abitate, provocando un'esposizione cronica continua, in particolare ai bambini, ed anche rischi più elevati di ingestione o inalazione di uranio ossidato. Purtroppo, notizie precise sulla situazione nell'Iraq meridionale non sono disponibili.

Zona del carro armato	Posizione del dosimetro	Intensità di dose (mSv/h)
<b>Pilota del carro</b>	Testa	1.5
	Torace	1.8
	Gambe	2.1
	<i>Valore medio</i>	1.8
<b>Caricatore</b>	Testa	0.9
	Torace	1.3
	Inguine	1.8
	<i>Valore medio</i>	0.4
<b>Fuciliere</b>		0.4
<b>Comandante</b>	Testa	0.3
	Torace	0.4
	Inguine	0.4
	<i>Valore medio</i>	0.4
<b>Testa del carro</b>		1.9
<b>Ripiano alle spalle del comandante</b>		0.5
<b>Fra le cartucce non-schermate</b>		19.9
<b>Portello di uscita del pilota</b>		1.1
<b>Telaio posteriore</b>		1.2

**Tabella IV.** Valori misurati del rateo di dose in un carro armato della serie M1 con corazza in DU e caricato con proiettili al DU. Per confronto, il valore medio in un carro armato convenzionale è di 0.1 mSv/h (adattata da ref. 2).

## 6. Frammenti interni

I frammenti interni di DU (*embedded fragments*), così come le ferite contaminate con polveri di DU, rappresentano un problema del tutto nuovo rispetto a quello della inalazione/ingestione di uranio, ampiamente studiato in letteratura. Soprattutto dal punto di vista del rischio da radiazione il caso dei frammenti interni è molto diverso da quello precedente, ed in qualche modo si avvicina alla brachiterapia. In questo caso il rischio è legato alle particelle  $\alpha$ , ma contrariamente a quanto avviene nel caso della inalazione o della ingestione le masse sono considerevoli e il DU non viene rapidamente espulso dall'organismo. Poiché le particelle  $\alpha$  emesse hanno un range di soli 28 mm in tessuto, solo una piccolissima porzione di tessuto attorno al frammento verrebbe esposta.

Supponiamo di avere un frammento di 0.1 mm di uranio. A causa della auto-schermatura del proiettile, solo una corona circolare di circa 1 mm (circa 80 ng) attorno alla superficie emette particelle  $\alpha$  in grado di irraggiare il tessuto. Il piccolo volume irraggiato (circa  $10^{-6}$  cm<sup>3</sup>, pari a circa 2000 cellule) riceve un rateo di dose dell'ordine di 0.2 Sv/giorno. Le cellule attorno al frammento vengono quindi inattivate in circa un mese. A causa dei decadimenti beta e gamma, inoltre, porzioni molto più vaste degli organi interni vengono esposte a basse intensità di dose in modo cronico, con possibili effetti

stocastici. Tale effetto è però trascurabile per frammenti piccoli: occorre quasi un grammo di uranio per raggiungere la dose massima ammissibile per esposizione interna.

Gli unici studi disponibili sono quelli relativi ai reduci della guerra nel Golfo, ed in particolare ad i soldati coinvolti in incidenti di “fuoco amico”, ovvero erroneamente colpiti dai loro stessi commilitoni. Durante la guerra del Golfo, 13 soldati sono rimasti uccisi a causa del “fuoco amico”, e molti di più feriti. Il numero esatto non è noto, ma in almeno 22 casi sono stati registrati radiograficamente dei frammenti di DU all’interno del corpo dopo l’incidente, e la circostanza annotata sulla cartella clinica personale

Gli effetti biologici e fisiologici di questi frammenti non sono chiari. Uno studio congiunto dell’AFRRI (*Armed Forces Radiobiology Research Institute*), ITRI (*Inhalation Toxicology Research Institute*) e dell’Università del New Mexico è stato finanziato dal governo federale per studiare questo nuovo fenomeno. La ricerca è attualmente in corso. Risultati preliminari sono stati comunicati in ratti nei quali sono stati impiantati frammenti di DU di peso e posizione differente [12]. Si è osservato un aumento della concentrazione di uranio nel rene, nelle urine e nelle ossa, ma non è stata riportata nefrotossicità. Sorprendentemente, una elevata concentrazione di uranio è stata misurata anche nell’ippocampo, benché non sia stata osservata neurotossicità.

L’AFRRI ha comunque raccomandato un attento follow-up medico dei soldati con frammenti incorporati. Il programma è iniziato nel 1993 al *Baltimore VA Medical Center*, su 33 reduci di cui 17 con frammenti di DU identificati radiograficamente, ed i rimanenti con ferite contaminate da polveri di DU o sospette inalazioni di grandi quantità di aerosol di DU [13]. Fra gli esami medici previsti per i partecipanti, rientravano tutti quelli relativi alla funzionalità renale (creatinina, urinalisi, microglobulina e proteina del retinolo), analisi del sangue, delle urine, endocrini, neurologici e radiologici.

Gli individui con frammenti di DU all’interno dell’organismo presentavano elevati livelli di uranio nelle urine ancora nel 1997, indicando che i frammenti non sono inerti, e l’uranio lentamente viene ossidato e solubilizzato. Concentrazioni elevate di uranio sono state misurate anche nello sperma di alcuni di questi soggetti: non è noto quale effetto ciò possa avere sulla riproduzione, ma finora tutti i figli dei partecipanti al programma sono risultati normali. I reduci senza frammenti interni hanno invece concentrazioni di uranio nelle urine entro i valori normali.

I partecipanti al programma del *Baltimore Medical Center* hanno diversi problemi di salute, la maggior parte dei quali legato alle ferite riportate durante la guerra. Nessun sintomo tipicamente legato alla esposizione a radiazione ionizzante è stato però riscontrato, né alterazioni nelle funzioni renali. I test psicologici previsti dal programma riguardano l’attenzione, la memoria e la capacità di risolvere i problemi. Nel loro insieme, il gruppo di reduci ha riportato risultati normali in questi test psicologici, ma è stata evidenziata una correlazione fra concentrazione di uranio nelle urine e risultati più bassi nei test psicologici. Confrontando questo dato con quelli ottenuti nei ratti all’AFRRI, si ha un’indicazione per un potenziale effetto dell’uranio a livello neurocognitivo, che rimane da investigare.

## **7. Conclusioni**

Lo scopo di questo breve articolo era quello di affrontare in modo scientifico il problema della eventuale contaminazione radioattiva nei Balcani causata dall’uso di armi al DU da parte della NATO. Poiché le armi al DU sono state usate massicciamente durante la Guerra nel Golfo del 1991, appare naturale studiare quel caso per poter fare delle previsioni sullo scenario Balcanico. Due dati inquietanti di partenza vanno considerati: a) un grosso numero di reduci americani e inglesi della guerra nel Golfo risulta affetto da una sindrome cronica di natura sconosciuta (GWS); b) fonti irachene, ma anche

numerose fonti giornalistiche occidentali, riportano gravi problemi sanitari nella popolazione irachena residente nella zona di Bassora. Entrambi gli effetti potrebbero essere attribuiti ad esposizioni croniche o acute alle radiazioni ionizzanti [1, 10, 11], e le armi al DU sono quindi state sospettate.

Dall'analisi dei dati in letteratura riferiti al DU, se ne deduce che esso presenta sia tossicità chimica che radiologica. Tuttavia, l'organismo è in grado di eliminare in modo molto efficace con le urine l'uranio ingerito o inalato. I livelli di esposizione caratteristici di uno scenario bellico non sembrano poter causare i sintomi relativi alla GWS. L'uranio è considerato un materiale pericoloso più per la tossicità chimica che per quella radiologica: infatti, a causa della sua bassa attività, le concentrazioni interne necessarie per raggiungere delle dosi di radiazione significative dal punto di vista del rischio (somatico o stocastico) sono più alte di quelle di attenzione per la tossicità chimica. L'uranio è principalmente una sostanza nefrotossica, ma nessuna alterazione delle funzioni renali, né acute né croniche, sono state riportate nei reduci della Guerra del Golfo. Appare quindi molto improbabile che vi sia alcuna correlazione fra DU e GWS.

Vi è poi il rischio di contaminazione ambientale. E' stato stimato che, alla fine della guerra del 1991, siano rimasti in Medio Oriente fra le 40 e le 300 tonnellate di DU, in forma di proiettili. Considerando la bassa attività dell'uranio, tali proiettili costituiscono un rischio molto piccolo, e possono essere maneggiati anche senza precauzioni per lunghi periodi senza accumulare dosi biologicamente significative. Tuttavia, la presenza di numerosi proiettili in zone densamente abitate esporrebbe la popolazione ad una dose equivalente annuale notevolmente maggiore del fondo naturale. Benché siano, per esempio, enormemente meno radioattive delle scorie provenienti da centrali nucleari, una bonifica efficace del teatro di guerra appare molto difficile, proprio perché il DU è fortemente disperso. Lentamente, il metallo si ossida e può essere trasportato dal vento, depositarsi al suolo ed entrare nella catena alimentare. Benché attività e concentrazione sarebbero comunque basse, certamente esiste una lacuna nella conoscenza degli effetti genotossici degli ossidi di uranio inalati o ingeriti, che potrebbero avere effetti tardivi dannosi soprattutto per alcune fasce della popolazione, come i bambini.

Si possono anche avere casi particolari che meritano attenzione. Durante una trasmissione televisiva sulla guerra in Kosovo su una rete Mediaset, è stata trasmessa un'intervista a C. P., un'infermiera che aveva partecipato alla Guerra del Golfo e che ha chiesto risarcimenti miliardari al Governo federale in quanto dichiara di essere vittima della GWS a causa del DU [1]. C.P. faceva parte di un'unità medica di 300 persone, di cui 150 rimasero nel campo base ed altri 150 furono mandate sul teatro di guerra nel deserto vicino Bassora. C.P. dichiara di "essere passata nel deserto senza protezione... c'erano munizioni sparse dappertutto, carri armati che bruciavano, bunker incendiati.....dei 150 volontari al fronte, 40 sono malati.....6 sono già morti per omicidi, suicidi, infarti e cancro..... i 150 rimasti alla base stanno tutti bene ed hanno ricevuto una medaglia". C.P. ha correlato i numerosi seri problemi di salute avuti al rientro a casa con l'inalazione di aerosol radioattivi al DU ed all'esposizione a proiettili inesplosi. Dalle considerazioni svolte precedentemente, appare molto improbabile che si possano avere inalazioni significative di uranio passando sullo scenario di battaglia, e l'irradiazione esterna dovuta ai proiettili è pure poco significativa. In casi di incidenti presso le centrali nucleari in cui i lavoratori hanno inalato grosse quantità di ossidi di uranio, gran parte del metallo inalato veniva escreto rapidamente dalle urine e non è stata riscontrata nessuna patologia né acuta né cronica [6]. Analogamente, nei lavoratori delle miniere di uranio e di pechblenda, esposti per anni a polveri ad alta concentrazione, non è mai stato osservato alcun effetto direttamente collegabile all'uranio [6], mentre un'elevata incidenza di cancro al polmone è legata all'inalazione del gas radon nelle miniere. Il Governo degli USA non ha finora riconosciuto a C.P. lo stato di affezione da GWS.

Un caso del tutto particolare è quello dei reduci con frammenti depositati all'interno del corpo [13]. In tal caso, ben poco può essere concluso dalla letteratura. Come abbiamo visto in precedenza, dal follow-up dei reduci e dai studi sui ratti sembra che la tossicità per il rene legata ai frammenti di DU sia trascurabile; non sono stati osservati effetti acuti legati alla radiazione, mentre nulla si può ancora dire sugli effetti stocastici. Certamente gli effetti delle radiazioni in questo caso sono legati alla posizione dei frammenti ed alla loro dimensione. Risultati preoccupanti sono venuti dai test neurocognitivi, con una correlazione fra scarsi risultati ed elevata concentrazione di uranio nelle urine, e dal ritrovamento di uranio nel cervello dei ratti con frammenti di DU impiantati.

In conclusione, l'ipotesi che le armi al DU siano correlate con la sindrome della guerra del Golfo non sembra avere alcuna solida base scientifica. Spiegazioni ben più convincenti per questo fenomeno sono legate all'uso di armi batteriologiche e chimiche. Il rischio di contaminazione ambientale nella zona interessata dagli eventi bellici non sembra invece poter essere completamente esclusa. Ulteriori ricerche sembrano necessarie in relazione alla genotossicità degli ossidi, agli effetti a livello neurocognitivo, ed al problema dei reduci con frammenti depositati all'interno dell'organismo. Una stima precisa dei danni genetici nella popolazione, causato da uranio inalato o ingerito anche molto tempo dopo gli eventi bellici o da un'esposizione esterna cronica, sembra non essere possibile con i dati esistenti, ma richiede maggiori studi.

## 8. Referenze

1. S.Flounders and J.Catalinotto (eds.), *Metal of Dishonor: Depleted Uranium*. International Action Center, New York, 1997.
2. N.H.Harley, E.C.Foulkes, L.H.Hilborne, A.Hudson and C.R. Anthony, *Depleted Uranium. A Review of the Scientific Literature as it Pertains to Gulf War Illness*, National Defense Research Institute RAND, Volume 7, 1999.
3. Center for Health Promotion and Preventive Medicine, *Gulf War Exposure Assessment*, draft report, Aberdeen, Md., 1998.
4. H.S.Dang, V. R. Pullat, R. C. Sharma, Distribution of uranium in human organs of an urban indian population and its relationship with clearance half lives, *Health Phys*, **68**, 1995, pp. 328-331.
5. Health Physics Society, *Bioassay Programs for Uranium: An American National Standard*, HPS N13.22-1995, McLean, Va., October 1995.
6. M.Eisenbud and J. A. Quigley, Industrial hygiene of uranium processing, *Arch Indust Health*, **14**, 1956, pp. 12-22.
7. ICRP, Limits for intakes of radionuclide by workers. *ICRP Publication 30*, part I, supplement. Pergamon Press, Oxford, 1979.
8. R.H.Lin, L. J. Wu, C. H. Lee and S. Y. Lin-Shiau, Cytogenetic toxicity of uranyl nitrate in chinese hamster ovary cells, *Mutat Res*, **319**, 1993, pp. 197-203.
9. R.Zaire, C.S. Griffin, P.J. Simpson, D.G. Papworth, J.R.K. Savage, S. Armstrong and M.A. Hulten, Analysis of lymphocytes from uranium mineworkers in Namibia for chromosomal damage using fluorescence *in situ* hybridization (FISH), *Mutat Res*, **371**, 1996, pp. 109-113.
10. R.Fisk, The evidence is there: we caused cancer in the Gulf. *The Independent*, 16/10/98.
11. G.Siegwarth-Horst, Un paese di cavie umane. *Guerra&Pace*, n. 57, Marzo 1999.
12. K.A.Benson and T. C. Pellmar, Neurotoxicity and reproductive effects of embedded depleted uranium in the rat, in *Proceedings of the Conference on Federally Sponsored Gulf War Veterans' Illnesses Research*, June 17-19, 1998.

13. M.A. McDiarmid and J. P. Keogh, The depleted uranium follow-up program, Baltimore VA Medical Center, *AFRRI Special Publication* 1998; **98-3**, pp. 29-31.

*Marco Durante*  
*Università "Federico II" Napoli*