

DU: verità e leggenda

di Ennio Lazzarini

L'articolo prende in considerazione dapprima la natura e le sorgenti dell'uranio impoverito, il cui acronimo inglese DU (Depleted Uranium) sarà usato anche qui; si esaminano poi gli impieghi del DU, quindi le ricadute ambientali, uomini inclusi, il suo uso militare nelle guerre del Golfo, del Kosovo e, domani si saprà, anche dell'Afghanistan. Viene considerato, infine, il DU e la sindrome della guerra del Golfo (Gws, Gulf war syndrome).

L'argomento degli effetti dell'uranio impoverito, fieramente dibattuto come epocale due anni fa dagli organi di stampa e radiotelevisivi per poco più di un mese, è ora praticamente obsoleto. Qui si cerca, ad acque calme, di dare alcune informazioni per la comprensione razionale della reale portata della vicenda, ormai sparita all'attenzione pubblica, salvo a ritornarvi tra un poco, forse, a seguito della guerra dell'Afghanistan. A tal proposito qualche lettore forse si chiederà che cosa sia successo dei milioni (!) di morti previsti per Chernobyl. Nel corso dell'esposizione dei punti elencati nel riassunto sarà menzionato un rapporto ufficiale dell'IAEA (*International Atomic Energy Agency*) su Chernobyl a dieci anni dall'evento. Da esso questi lettori impertinenti potranno trarre da soli la risposta alla loro domanda. Il rapporto è qui citato perché indirettamente illumina anche la questione dell'uranio impoverito.

Natura, sorgenti e usi del DU

L'uranio naturale è costituito fondamentalmente dagli isotopi 238, 235, 234, radioattivi come tutti i nuclidi con numero atomico $Z \geq 84$. La Tabella 1 riporta le percentuali dei diversi isotopi dell'uranio naturale, l'energia E_α delle particelle α emesse nel decadimento di ognuno di essi, la percentuale delle diverse emissioni α di ogni isotopo ed il suo tempo di dimezzamento, $T_{1/2}$.

La radioattività A della sorgente di un

nuclide radioattivo, cioè la velocità con cui decade e quindi con cui cede la sua energia potenziale nucleare, è data da:

$$A = -\frac{dN}{dt} = \lambda N \quad (1)$$

dove N è il numero di nuclei radioattivi e λ , detta costante di decadimento, esprime la probabilità che ha un atomo di decadere nell'unità di tempo, liberando una certa energia. La pericolosità di una sorgente radioattiva è legata ad A . λ è legata a $T_{1/2}$, dalla relazione 2):

$$\lambda = 0,693/T_{1/2} \quad (2)$$

La 1) mostra che la pericolosità di una sorgente radioattiva dipende dalla potenza che libera e non dal solo numero di atomi radioattivi N . Per esempio, considerati i diversi valori di λ , cioè di $T_{1/2}$, un grammo di radio, ^{226}Ra , ha quasi la stessa pericolosità di qualche microgrammo di radon, ^{222}Rn , perché i due $T_{1/2}$ stanno nel rapporto 3,8 giorni/1.620 anni $\approx 7 \times 10^{-6}$ ($T_{1/2} (^{222}\text{Rn}) = 3,8\text{d}$; $T_{1/2} (^{226}\text{Ra}) = 1.620\text{a}$).

In generale la radioattività A è misurata in Becquerel, Bq, cioè in decadimenti al secondo, ma grande rilevanza, per quanto ora detto, ha l'attività specifica, cioè l'attività per unità di massa. La Tabella 1, riporta la composizione isotopica naturale dell'uranio, le attività specifiche di ciascun nuclide (od isotopo) dell'uranio e la loro media pesata nell'elemento naturale.

La composizione isotopica di un elemento può essere variata rispetto a quella naturale con tecniche diverse e



per fini diversi. Supponendo di volere una abbondanza di ^{235}U maggiore di quella dell'uranio naturale, si ottiene insieme all'uranio arricchito in ^{235}U una certa quantità di uranio impoverito in ^{235}U (*depleted uranium*, DU). La ragione tecnica per cui si effettua questa operazione è che i reattori di potenza a fissione (come era ad esempio quello di Caorso) usano in partenza uranio arricchito in ^{235}U fino circa il 3%. I reattori mobili (sottomarini) impiegano invece uranio con un contenuto di ^{235}U di poco oltre il 30%, mentre per le bombe atomiche si usa ^{235}U arricchito oltre il 90%. Informazioni generali sull'argomento sono reperibili in [1].

L'uranio impoverito, co-prodotto con l'uranio arricchito, ha la composizione approssimativa illustrata in Tabella 2. La percentuale residua di ^{235}U nel materiale trattato dipende dal fatto che non è economicamente conveniente scendere a concentrazioni residue di ^{235}U minori di c.a. 0,20%, corrispondenti al 30% di quella naturale. Dalla Tabella 2 si nota che il DU ha una attività specifica minore di quella dell'uranio naturale, circa la metà, poiché $T_{1/2} (^{235}\text{U}) < T_{1/2} (^{238}\text{U})$ e quindi $\lambda (^{235}\text{U}) > \lambda (^{238}\text{U})$.

Gli effetti delle radiazioni ionizzanti su un mezzo dipendono *in primis* dall'energia che trasportano (cinetica nel caso delle particelle α) e che possono cedere ad un mezzo. Questa energia finisce in calore ed in trasformazioni fisiche e chimiche, da ciò il danno biologico che la radiazione può causare. L'energia as-

Tabella 1 - Sono riportati per ogni isotopo il numero di massa, M, il numero di protoni, Z, il numero di neutroni, N, la percentuale nell'U naturale, l'energia E_α delle α emesse, il tempo di dimezzamento, $T_{1/2}$, e la sua attività specifica

Uranio		M	Composizione isotopica naturale (%)	E_α in MeV	$T_{1/2}$ in 10^9 anni	Attività specifica (mBq/ μ g U)
naturale	^{238}U	238	99,27	4,15 (23)	4,47	12,4
		92		4,20 (77)		
		146				
	^{235}U	235	0,72	4,36 (11)	0,704	0,60
		92		4, (55)		
		143				
	^{234}U	234	0,006	4,72 (28)	0,000245	12,4
		92		4,78 (72)		
		142				
Media pesata						25.4*

* A scopo di paragone si cita che i due radionuclidi che contribuiscono maggiormente al fondo naturale sono: ^{40}K e ^{222}Rn , le cui attività specifiche sono $400 \text{ mBq } \mu\text{g}^{-1}$ e $86 \text{ Bq } \mu\text{g}^{-1}$. Per fortuna le quantità di ^{222}Rn in natura non sono così rivelanti come quelle del ^{40}K

Tabella 2 - Valori più comuni della composizione isotopica del DU (in %) e corrispondenti attività specifiche di ogni isotopo

	Isotopo	%	Attività specifiche (mBq/ μ g U)
impoverito	^{238}U	99,80	12,4
	^{235}U	0,20	0,16
	^{234}U	0,001	2,26
Media pesata			14,8*

* L'attività specifica media del DU è minore di quella dell'U naturale (circa la metà) perché l' ^{235}U e l' ^{234}U hanno $T_{1/2}$ minore di quello del ^{238}U

sorbita si misura nel sistema SI in gray, Gy, il quale corrisponde ad 1 Jkg^{-1} . Gli effetti dell'energia ceduta ad un mezzo non dipende solo dai Gy assorbiti, ma anche dalle modalità con cui essi sono ceduti al mezzo e quindi dal tipo di particella: se attraversando un certo mezzo questa (per esempio: particella α) dissipa la sua energia più rapidamente di altre (elettroni, ad esempio) gli effetti biologici associati all'assorbimento di energia sono più rilevanti. Nel sistema SI gli effetti biologici sono misurati in Sievert, Sv, che è il prodotto dei Gy per un fattore detto di radiazione, Q_r , il quale tiene appunto conto della modalità con cui le particelle cedono la loro energia [2]. Ad esempio il Q_r delle particelle α è 10 rispetto a quello degli elettroni da 1 MeV, che è preso come unitario. Ciò significa che i danni biologici causati da particelle α che dissipano 1 Gy sono dieci volte maggiori di quelli dovuti ad elettroni di 1 MeV che dissipano la stessa energia. Per definizione quindi Sv e Gy si corrispondono numeri-

camente solo per gli elettroni di 1 MeV e per i raggi X e γ della stessa energia, tuttavia il Q_r non varia molto con l'energia degli elettroni, almeno fino a 10 MeV. In un certo senso i Sv sono i Gy efficaci ai fini del danno biologico prodotto dalla radiazione.

Provenienza del DU

La sorgente maggiore di U impoverito sono i reattori nucleari. Tuttavia, se è vero che sono state prodotte 50.000 bombe atomiche all'uranio (ce ne poi altre 5.000 al plutonio!), ognuna delle quali consiste di circa 20 kg di ^{235}U metallico con percentuale $>95\%$, il contributo militare allo stock di DU è affatto considerevole. I possibili sbocchi non nucleari del DU co-prodotto sono stati cercati nella sua notevole duttilità e densità. L'impiego del DU nelle palline da golf o nelle derive di yacht è quantitativamente inadeguato per limitarne lo stock, mentre è prematuro quello, dopo l'esperienza francese del *Phoenix*, di

trasformarlo in ^{239}Pu nei reattori veloci [1]. Sbocco quantitativamente adeguato sembrò quindi l'impiego del DU nella fabbricazione di schermi per le radiazioni, ma più ancora quello per le corazze di carri armati e di munizioni per l'artiglieria o per razzi aria-terra. In queste applicazioni si sfrutta l'alta densità dell'U metallico e quindi l'alta penetrazione dei suoi proiettili. Sono approvvigionate di questo tipo di munizionamento le forze armate degli Usa, della Gran Bretagna, della Confederazione di Stati Indipendenti Csi (ex Urss), Turchia, Arabia Saudita, Pakistan, Thailandia, Israele e Francia.

Effetti del munizionamento a DU

Subiscono gli effetti del DU:

- gli operatori dei mezzi militari che trasportano questo munizionamento sul teatro di operazioni;
- l'ambiente che lo riceve, soldati inclusi, sia durante, sia dopo le operazioni militari a fuoco.

In genere stampa e TV enfatizzano i danni provocati dalla radioattività del DU trascurando quelli chimici, comuni all'assunzione degli elementi pesanti, alcuni dei quali più tossici dell'U, ad esempio il Pb, anch'esso usato nel munizionamento.

L'assunzione di DU su terreno bellico può avvenire per inalazione, per ingestione e per ritenzione di schegge. L'ingestione per inalazione è causata dal fatto che i frammenti di U metallico sono piroforici all'aria, in cui si trasformano in polveri ed aerosol di UO_2 , UO_3 e U_3O_8 , per l'alta temperatura raggiunta nel punto di impatto proiettile-corazza. La quantità di aerosol prodotta dipende non solo dal proiettile, ma anche dal tipo di corazza colpita. Nel caso di corazza di acciaio si stima che la quantità di DU, che finisce in aerosol, sia compresa tra il 10 e il 35% e che il 60-70% di questo particolato abbia dimensioni sufficientemente piccole per essere inalato e pervenire ai bronchi. L'altra via di assunzione è l'ingestione di polveri e la terza è costituita, infine, dalle schegge non estratte, che sono una fonte continua di assunzione di U fino al momento della loro estrazione, non sempre possibile o conveniente.

L'U assunto è soggetto al ciclo mostrato in Figura.

L'U inalato, depositato nei bronchi, è rimosso attraverso i meccanismi mucoci-



Schema delle vie di assunzione e di eliminazione del DU

liari per l'80% e quindi espettorato od escreto per via intestinale, se il muco è ingerito. Si ritiene che l'1-2% possa pervenire al ciclo sanguigno.

Il 97,5% dell'U ingerito è escreto per via intestinale, il resto entra nel ciclo sanguigno.

Si stima che il tempo di ricambio dell'U solubile, cioè il tempo occorrente perché l'U assunto per inalazione ed ingestione, rimasto in ciclo, si riduca alla metà, (tempo di ricambio) sia di 1 giorno, vale a dire, esemplificando, dopo tre giorni l'U ancora presente è il 10% e dopo 6 giorni 1%. L'eliminazione dell'U entrato in circolo avviene attraverso i reni che in condizioni di vita normali sono in grado di espellerne dai 50 ai 500 ng al giorno.

L'U non escreto immediatamente e rimasto in ciclo si distribuisce su tutti i tessuti. La Tabella 3 mostra che l'U è reperibile anche nell'uomo vivente in ambienti affatto normali [3]. Le principali forme chimiche del DU assunto sono l'ione UO_2^{2+} , molto solubile, e l'ossido U_3O_8 , relativamente insolubile. Il primo proprio per la sua solubilità è facilmente eliminato per via renale, però, se ciò lo rende da un lato meno pericoloso per i danni da irraggiamento, dall'altro ne accresce la tossicità per la sua ubiquità.

L' U_3O_8 ha minore tossicità chimica per la minore solubilità, ma maggiore radio-tossicità per la sua più lenta eliminazione dal circolo, il tempo di ricambio è un anno. Tuttavia, essendo per lo più as-

sorbito sulla superficie ossea ed avendo il tessuto irraggiato con α dell'U assorbito sulle ossa uno spessore inferiore a 28 μm (questo è il percorso, range, delle α nell'osso), il tessuto osseo sottostante il punto di fissazione dell'ossido protegge efficacemente il midollo, più radiosensibile, dagli effetti radiotossici. Si ricorda che in zona di operazione la forma chimica prevalente dell'U è l'ossido U_3O_8 .

Rimane da considerare l'effetto della ritenzione di schegge. Per l'alta densità dell'U la gran parte delle α emesse da una scheggia sono autoassorbite e solo l'U di uno strato superficiale della scheggia è efficace ai fini dell'irraggiamento. Si valuta che il tessuto irrag-

giato circostante la scheggia sia spesso circa 30 μm e riceva 0,2 Sv giorno⁻¹. Le cellule all'intorno dovrebbero inattivarsi in un mese, tempo necessario perché la dose assorbita localmente raggiunga il valore critico di circa 5 Sv [4].

Mentre i dati statistici consentono un calcolo sufficientemente affidabile dei danni chimici e radiologici dovuti a inalazione ed ingestione di U, quelli dovuti a ritenzione di schegge sono meno abbondanti, essendo basati su qualche decina di vittime di *fuoco amico*, tra cui figurano tredici caduti. Nel 1997 al Baltimore VA (Veteran Affairs) Medical Centre fu intrapreso uno studio su 33 reduci dal Golfo, di cui 17 mostravano radiologicamente ritenzione di schegge, mentre 16 avevano subito solo ferite contaminate da polveri di DU [5].

I soggetti con ritenzione di schegge presentavano elevati contenuti di U nelle urine ancora nel 1997, segno che i frammenti non erano stati "incapsulati". Anche lo sperma di questi soggetti mostrava alti contenuti di U, ma i loro figli, fortunatamente non palesavano alcuna anomalia fino al 1997.

Le urine dei reduci con ferite contaminate da polveri contenenti DU avevano concentrazioni di U normali. Ciò sottolinea che la determinazione dell'U nelle urine costituisce il principale test per verificare l'assunzione di U in quantità anomale.

A parte le ordinarie conseguenze mediche delle ferite, su nessuno dei feriti con

ritenzione di schegge di DU sono emerse conseguenze ascrivibili all'U, salvo un possibile effetto dell'U a livello neuro-cognitivo, cioè non era escludibile una correlazione tra la concentrazione stazionaria di U nelle urine dovuta al rilascio di DU dalle schegge e risultati conseguiti dai feriti nei test psicologici, mediamente più bassi [6]. A scopo di confronto si ricorda che la tossicità neurologica di schegge di Pb è di gran lunga più elevata. Naturalmente è auspicabile che non si verifichi alcuna occasione di assunzione né dell'uno, né dell'altro metallo.

Occasioni di esposizione ad DU

Le occasioni di esposizione al DU sono di due tipi: la prima è quella per gli operatori dei mezzi bellici (carri armati, elicotteri, aerei) con cui il munizionamento del DU è portato sull'obiettivo; la seconda è quella di coloro che accedono successivamente alla zona di operazioni (civili ed eventuali bonificatori militari). Nel primo caso si tratta di esposizione esterna al DU, cioè l'eventuale effetto è quello di possibili danni da irraggiamento, mentre nel secondo caso il fatto preminente è l'ingestione di U.

Come esempio del primo caso si riportano i dati di Tabella 4 [4] e si rammenta che la dose ammessa per i cosiddetti *lavoratori esposti* (ad esempio, radiochimici, radiologi) è di 20 mSv anno⁻¹. È quindi agevole valutare le ore che un carrista deve rimanere nel carro tra le munizioni a munizionamento DU completo per arrivare al valore di 20 mSv anno⁻¹, che è la dose massima assorbibile da un lavoratore professionalmente esposto.

Il secondo caso si realizza con l'attraversamento e l'eventuale permanenza nel luogo teatro delle operazioni militari (soldati e popolazione civile). Si ritiene

Tabella 3 - Concentrazione di U in μg kg⁻¹ di tessuto per alcuni tessuti di soggetti normali residenti in aree diverse [3]

Tessuto	Intervalli di concentrazione (μg kg ⁻¹)
Polmoni	0,34-3,60
Reni	0,11-2,54
Ossa	0,10-1,63
Fegato	0,02-0,34
Muscoli	0,003-0,22
Cuore	0,07-0,40

Tabella 4 - Dosi assorbibili in un carro M1 con corazza in DU e munizionamento DU completo

Personale del carro	Parte esposta	Dose in $\mu\text{Sv h}^{-1}$	Media(**) in $\mu\text{Sv h}^{-1}$
Pilota	Testa	1,5	1,8
	Torace	1,8	
	Gambe	2,1	
Caricatore	Testa	0,9	0,4
	Torace	1,3	
	Gambe	1,8	
Fuciliere	Testa	0,3	0,4
	Torace	0,4	
	Inguine	0,4	
In mezzo al munizionamento			19,9 (**)

** Un lavoratore professionalmente esposto potrebbe sostare tra il munizionamento per 1.000 ore anno⁻¹, pari a 125 giorni di 8 ore, mentre il pilota in 8 ore di permanenza al giorno arriverebbe in 365 giorni solo al 35% del valore massimo ammesso per i professionalmente esposti

* La dose naturale è di 2 mSv anno⁻¹, quella annua ammessa per il personale professionalmente esposto può raggiungere 20 mSv anno⁻¹

poco probabile che all'esterno del carro colpito con DU le concentrazioni di U raggiungono il valore del mg m^{-3} , anche per brevi periodi [4]; il vento e la ricaduta (*fall out*) poi delle polveri al suolo riducono drasticamente il DU nell'aria. Esso può però essere trasportato a chilometri di distanza dal vento ed entrare nella catena alimentare o inquinare la falda. Da quanto detto consegue che difficilmente il DU volatile per la diluizione subita raggiunga valori tali da causare nefrotossicità (si richiama ancora che il rene è l'organo critico). A scopo di confronto si ricorda che il ^{222}Rn , emettitore α , normalmente presente nel nostro habitat, corrisponde a 150 Bq m^{-3} (soglia di attenzione 200 Bq m^{-3} ; $150 \text{ Bq m}^{-3} = 10 \text{ mg DU m}^{-3}$).

L'assunzione di DU rappresenta verosimilmente un rischio minimo per chi attraversa o sosta nella zona di operazioni dopo l'esplosione. Il discorso potrebbe esser diverso per le popolazioni locali a causa dagli effetti stocastici sul lungo periodo.

Sotto questo punto di vista è interessante paragonare le aberrazioni cromosomiche (Tabella 5) [7], riscontrate in due gruppi di individui: il primo formato da minatori con 15 anni di lavoro nella cava di U a cielo aperto della Namibia; il secondo costituito da controlli ripartito nei due sottogruppi di fumatori e non fumatori (F e NF). I minatori erano tutti in buona salute, non-fumatori, e non erano stati sottoposti ad indagini radiologiche. È evidente dalla Tabella 5 che fumare raddoppia la frequenza delle aberrazioni

rispetto ai NF e che la frequenza delle aberrazioni per i minatori è tripla di quella dei NF.

Poiché la dose assorbibile nella cava è di $1,8 \text{ mSv anno}^{-1}$, si è portati a concludere che l'effetto genotossico sia di origine chimica e non radiologica. La probabilità di incorrere in aberrazioni cromosomiche è sicuramente minore nelle zone già teatro di operazioni belliche, tra l'altro, la differenza tra minatori e fumatori è appena superiore a due deviazioni standard.

Un ultimo dato: un proiettile di DU impartisce alla pelle su cui è appoggiato $500 \mu\text{Sv giorno}^{-1}$ pari a $0,18 \text{ Sv anno}^{-1}$. Siccome si ritiene, ultracautelativamente, che il rischio di cancro per irraggiamento sia del $5\% \text{ Sv}^{-1}$, (cioè si ha statisticamente 1 caso letale per 20 Sv assorbiti), la dose impartita dal proiettile in un anno aumenta la probabilità di contrarre leucemia dell'1%. La leucemia è il tipo di cancro in cui si può incorrere nei primi 5 anni dopo l'irraggiamento, mentre gli altri tipi di cancro, detti solidi, si verificano su tempi più lunghi [8].

A fini di confronto è interessante consultare la pubblicazione dell'IAEA (*International Atomic Energy Information*) di Vienna [9] che riassume a dieci anni dall'evento gli effetti dell'esplosione del reattore nucleare di Chernobyl del 1986. Da essa si apprende che questi effetti, dieci anni dopo l'evento, sono stati anche tra la popolazione vicina al luogo del disastro veramente minimi, esclusi i circa trenta morti tra i lavoratori presenti al momento dell'esplosione ed i primi

soccorritori. Tuttavia l'opinione pubblica sente la tragedia di Chernobyl più grave di certi incidenti minerari con centinaia di morti. È da segnalare tuttavia il grande aumento del numero di casi di depressione tra le persone anziane che vivono a Chernobyl. È questo attualmente l'effetto più rilevante dell'evento dal punto di vista clinico.

Chi scrive ritiene che l'impatto ambientale di Chernobyl per l'estensione del territorio investito, per il numero di persone coinvolte e la radioattività dispersa, U incluso, sia stato di gran lunga maggiore di quelli dovuti al DU disperso nella guerra del Golfo, del Kosovo e probabilmente dell'Afghanistan. Varrebbe la pena che il rapporto sopra menzionato su Chernobyl sia portato a conoscenza di tutti i ricercatori e giornalisti specializzati nel settore della divulgazione scientifica, anche se *updated* (1996) e *politically incorrect* (ma se fosse proprio questa l'utilità della sua diffusione?) Per concludere alcuni dati sintetici:

- 1) sembra impossibile che nel teatro di operazioni si formino fumi con concentrazione di DU superiori a 10 mg m^{-3} , corrispondenti a 150 Bq m^{-3} ;
- 2) nel corso di incidenti in reattori nucleari si riscontrò la formazione di aerosol di U con concentrazioni di decine di mg m^{-3} di aria. La concentrazione di U nelle urine dei lavoratori incorsi in uno di questi incidenti nel 1956, inizialmente di 20 mg dm^{-3} , calò a $10 \mu\text{g dm}^{-3}$ in una settimana [10]. I lavoratori coinvolti non mostrarono in seguito disfunzioni renali, né un aumento dei casi di cancro rispetto alla norma;
- 3) nella maggior parte del territorio dell'Italia la radioattività dell'aria raggiunge 150 Bq m^{-3} , la maggior parte dei quali è dovuta al ^{222}Rn , (la soglia di attenzione è 200 Bq m^{-3}). Si confronti questo dato con quelli del punto 1);
- 4) occorre l'inhalazione di 2 mg di U per raggiungere la dose dovuta al ^{222}Rn e di 50 mg per arrivare alla dose massima ammissibile annua di 50 mSv;
- 5) secondo la *Health Physics Society* [4], l'ingestione di 8 mg di U causa danni transitori al rene e 40 mg danni permanenti. La soglia del blocco renale nei cani è di 10 mg di U per chilo di peso corporeo se l'U è somministrato per endovena (Mc Lean, *Veterane Affairs*, N° 13-22, 1995; da rif. [4]).

DU e la sindrome del combattente

L'International Action Center (IAC), l'organizzazione politica indipendente di New York schierata da sempre contro ogni guerra e da cui deriva molto del *rumor* sulla questione del DU, annunciò nel 1997 che 100.000 su 547.000 combattenti (497.000 Usa, 45.000 UK, 5.000 Canada) della guerra del Golfo avevano contratto una sindrome denominata Sindrome della guerra del Golfo, *Gulf War Syndrome*, GWS. Naturalmente le fonti governative citavano un numero di casi decisamente inferiore (3.000!).

La sindrome si manifestò con:

- 1) astenia
- 2) affaticamento cronico
- 3) difficoltà respiratorie
- 4) palpitazioni
- 5) vertigini
- 6) diarrea
- 7) deficit di concentrazione
- 8) disturbi del sonno (insonnia, incubi)
- 9) dolori alle giunture
- 10) dolori toracici
- 11) smemoratezza

A parte la discordanza tra il numero dei casi (100.000 o 3.000?) è un fatto che si sia verificata una GWS. Le sue possibili cause furono ritenute:

- 1) le vaccinazioni ravvicinate
- 2) le malattie infettive
- 3) lo stress
- 4) i pesticidi
- 5) le armi chimiche
- 6) il DU.

Nulla da eccepire per le prime tre cause; la quarta fu già avanzata per la prima volta con la guerra del Vietnam e fu attribuita ai defolianti usati dagli Usa; la quinta e la sesta sono neo-proposte per le guerre del Golfo e del Kosovo.

Siccome le manifestazioni della GWS sono già state descritte anche per altre guerre a partire da quella civile americana del 1861 (!) [10], appare quindi ragionevole cambiare la denominazione da sindrome del Golfo in quella di "sindrome del reduce o del combattente". È rilevante nel caso della guerra del Golfo che gli stessi sintomi abbiano coinvolto le famiglie di quei combattenti rimandati speditamente a casa. Questa osservazione suggerì l'ipotesi che la GWS fosse dovuta a malattie infettive scatenate da armi batteriologiche.

In realtà non si può ritenere umanamente normale la condizione di vita di un combattente e tutti i sintomi sopra elencati possono trovare una spiegazione

Tabella 5 - Aberrazioni cromosomiche riscontrate in minatori della cava a ciclo aperto della Namibia dopo 15 anni di lavoro e in gruppo di controllo diviso nei due sottogruppi di fumatori (F) e non fumatori (NF) [7]

	Minatori	Controlli	
		F	NF
N° individui	11	9	9
N° cellule osservate	27.337	9.286	8.741
Frequenza percentuale delle aberrazioni*	0,80±0,05	0,53±0,07	0,24±0,05

* Sono riportati sette diversi tipi di mutazioni

che non coinvolge né il DU, né le armi chimiche. Fra l'altro gli effetti della GWS si manifestarono a macchia e non coinvolsero intere unità. Si pensi invece allo stress degli affossatori, a quello per l'amico morto o ferito od a quello per l'incertezza della propria sorte. Il diffondersi della GWS nell'ambito familiare ha purtroppo un suo analogo nello stress delle famiglie di persone mentalmente disturbate rimandate a domicilio in Italia dopo la legge Basaglia.

Ritornando al DU, molti si ricorderanno di aver visto alla televisione un graduato del 152° battaglione fanteria Sassari, impiegato nel Kosovo e rimpatriato perché affetto dal linfoma di Hodgkin, la cui eziologia era stata ricondotta al DU. La pena per la sorte del giovane soldato non poteva far concludere, tuttavia, che la colpa fosse del DU. Bene ha fatto però il Colonnello medico-legale di Cagliari a dichiarare in un certificato ufficiale, riportato dalla stampa il 13 dicembre 2001 che *il militare aveva subito con la possibile esposizione per motivi di servizio a elementi fisici (fattori perfrigeranti) e psichici, potenzialmente logoranti e usuranti, uno stress psicofisico che può avere in qualche misura contribuito a destabilizzare il sistema immunitario del militare*. In conseguenza di questa dichiarazione medico-legale il Comando militare della Sardegna ha indennizzato il militare, anche se il referto sarà dimenticato e si tornerà ad attribuire la causa al DU. A tal proposito va citato che la Commissione di inchiesta Mandelli (*bipartisan*, come ora si dice), nominata per accertare gli effetti del DU sui nostri soldati impiegati in Kosovo, ha concluso i suoi lavori con una relazione preliminare in cui si afferma che non esiste alcuna documentazione di rapporto causa-effetto tra l'insorgere di neoplasie maligne sul tessuto linfatico ed il contatto in forme diverse con il DU. Chi scrive ritiene che i miti tribali si mo-

dificano per perpetuarsi e che alla base di tutta questa questione del DU c'è la colpevolizzazione ad ogni costo del nucleare, che centri o no.

Realizzato ormai lo smantellamento dell'energia nucleare in Italia (per la produzione non per il consumo di quella francese) non solo dal punto di vista industriale (con una spesa superiore ai 6.000 miliardi di lire di allora), ma anche dal punto di vista scientifico-tecnologico e quindi didattico, è da chiedersi: fu ben fatto? Non so se le giovani generazioni domani ci rimprovereranno o loderanno per la scelta, c'è solo da sperare che si abbia sempre da pagare i kWh nucleari francesi nonché quelli da petrolio e metano, forse più inquinanti del nucleare, come la stagione invernale 2001-2002 sembra suggerire.

Bibliografia

- [1] E. Lazzarini, A.L. Fantola-Lazzarini, *Chimica e Industria*, 1993, **75**, 26.
- [2] E. Lazzarini, *Elettrotecnica*, 1986, **73**, 919.
- [3] H.S. Dang *et al.*, *Health phys.*, 1995, **68**, 328.
- [4] M. Durante, Boll. SIRR, 1999, **2**, 7; (Sirr, Società Italiana per la Ricerca sulle Radiazioni; il bollettino è distribuito tra i soci, l'autore è reperibile all'e-mail: durante@na.infn.it).
- [5] M.A. Mc Diarmid, J.P. Keogh, Baltimore Medical Center Affir (Armed Forces Research Institute), Special Publications, 1998, **98**, 29, citato da [4].
- [6] M.A. Mc Diarmid *et al.*, *Environ. Rev.*, 2000, **82**, 168.
- [7] Z. Zaine *et al.*, *Mutat. Res.*, 1996, **371**, 109.
- [8] Radiation: Doses Effects and Risks. Ed. United Nations pubbl. Unep. E. 86. III. D.A 0100 P. United Nations Environment Programm Unep, Nairobi.
- [9] Ten Year after Chernobyl: What do we really know?, laea, Austria, Febbr. 1997, 97-00467/PI/A51 E.
- [10] C. Hyans *et al.*, *Ann. Intern. Med.*, 1996, **125**, 398.