

MONITORAGGIO AMBIENTALE

La mappatura radiometrica del ^{137}Cs nell'ecosistema cosentino

SANDRO STANCATI¹, GIACOMINA DURANTE², RAFFAELLA TROZZO²¹Azienda Sanitaria Provinciale di Cosenza - Area Igiene degli Alimenti di Origine Animale²Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Regione Calabria - Servizio Laboratorio Fisico Dipartimento di Cosenza

Il progetto per la mappatura radiometrica dell'ecosistema della Provincia cosentina, in Calabria, stilato a novembre del 2014 a norma del Protocollo d'Intesa¹ fra l'Agenzia regionale per la protezione dell'ambiente della Calabria, Servizio laboratorio fisico del Dipartimento di Cosenza, e l'Azienda sanitaria provinciale di CS, nasce ai fini della conoscenza delle condizioni relative all'inquinamento radioattivo del territorio di riferimento. Il lavoro è stato supportato dalla *task force* per le Attività veterinarie e igiene degli alimenti della Regione Calabria, attraverso il coordinatore, Dottor Pasquale Turno e il responsabile d'Area Dottor Fabio Arigoni che hanno dato il loro benestare a un lavoro che è di fondamentale importanza per il monitoraggio e la sorveglianza della selvaggina cacciata e per l'attuazione dei Piani di intervento regionali della fauna selvatica (Piano regionale della prevenzione, Azione A.10.6.1).

Le attività della seconda annualità di studio hanno visto un incremento e una diversificazione delle matrici analizzate, in quanto, accanto alla già presente matrice "organi vari di cinghiale", sono stati inseriti in progetto anche campioni di terreno, ghiande e castagne, al fine di ricostruire il passaggio della eventuale presenza di radionuclidi artificiali (^{137}Cs in particolare) dal suolo, attraverso la catena alimentare, agli ungulati in esame. Inoltre la disponibilità dei partner di progetto ha consentito anche l'analisi del miele. Data la precisione della localizzazione di prelievo di quest'ultima matrice, (è nota con accuratezza agli apicoltori l'area di raccolta del polline da parte delle api bottinatrici) si è stati in grado di ampliare le informazioni relative all'inquinamento radioattivo del territorio esaminato.

In quest'ultima annualità si è registrato anche l'estensione del partenariato in quanto si è affiancato alle attività il Parco nazionale del Pollino², permettendo il conferimento delle matrici di carne di cinghiale prelevate nelle attività di caccia in selezione.

Tutti i dati di progetto hanno contribuito all'aggiornamento della Rete Resorad³ la quale analizza l'andamento spazio-temporale delle concentrazioni dei radioelementi nelle matrici dei diversi comparti ambientali e alimentari interessati dalla diffusione della radioattività con particolare attenzione al suo trasferimento all'uomo. La sensibilità con cui si eseguono i rilevamenti rende la Rete atta a rivelare tempestivamente eventi anomali, al fine di intraprendere le dovute azioni di salvaguardia dell'ambiente e delle popolazioni interessate.

La focalizzazione sul ^{137}Cs è dovuta alla ormai endemica presenza nell'ambiente di tale radionuclide a seguito degli esperimenti e degli incidenti nucleari che a partire dagli anni '60 hanno interessato l'intero globo terrestre.

«Tale radionuclide si è progressivamente diffuso in tutti i comparti ambientali sia pure in modalità assai differenziate. Una gran parte di esso è rimasta nel suolo dove, molto lentamente, migra in profondità. Significative quantità di ^{137}Cs si riscontrano però in molte altre matrici ambientali, come è stato mostrato dai numerosissimi studi sulla radioattività ambientale che sono stati intrapresi soprattutto dopo il 1986» [1].

In questo lavoro, attraverso l'analisi dei valori statistici delle concentrazioni di attività di tale radionuclide nei campioni analizzati (medie e deviazioni standard in particolare), verranno discusse alcune delle caratteristiche salienti di questo processo di progressiva diffusione del ^{137}Cs nei vari comparti ambientali in un generico ecosistema forestale, confrontando i dati teorici ricavati da alcune modellizzazioni di riferimento, con i dati reali rilevati.

Metodologia di raccolta, trattamento e analisi dei campioni

I Comuni della Provincia coinvolti sono stati 46⁴ (contro i 24 della prima annualità), con altezze di caccia comprese fra i 500 e gli 800 m s.l.m.

Le squadre dei cacciatori hanno raccolto i campioni necessari alle analisi, integrando in molti casi, la raccolta della carne del cinghiale abbattuto, con il terreno proveniente dal luogo di abbattimento dell'animale e le ghiande e le castagne dei luoghi di pasturazione dei cinghiali stessi.

Le matrici sono pervenute al Servizio laboratorio fisico del Dipartimento provinciale ArpaCal di Cosenza che ha provveduto all'effettuazione delle analisi fondate su misure di attività, mediante stazione di spettrometria gamma. Questa metodica consente il riconoscimento dei vari radionuclidi presenti in ogni campione analizzato e fornisce, attraverso un'analisi quantitativa, i valori delle loro concentrazioni di attività. Le misure radiometriche sono state effettuate con geometria Marinelli da 1 litro, mediante un sistema a spettrometria gamma al Germanio iperpuro di tipo "N" ad alta risoluzione, con efficienza relativa a 1,33 Mev sul picco del ^{60}Co a 1332.5 keV dell'ordine del 40%.

I campioni hanno subito tutti un pretrattamento semplice (triturazione e omogeneizzazione) al fine di ottenere campioni omogenei e tutti con una volumetria uniforme (Beacker di Marinelli da 1l) e densità dipendente dalla tipologia del campione (in media $\rho=1,2$ gr/ml per i terreni, $\rho=0,9$ gr/ml per le carni e le altre tipologie di matrici).

Nelle analisi di concentrazione di attività si è focalizzata l'attenzione sulla eventuale presenza di radionuclidi di origine artificiale, presenti, come prima detto, endemicamente a causa degli incidenti nucleari che si sono succeduti nel tempo (fallout da Chernobyl e Fukushima).

A marzo 2016 si sono analizzati 176 campioni di organi vari di cinghiale, 15 campioni di terreno, 5 campioni di ghiande/castagne e 11 campioni di miele.

Il ^{137}Cs

La presenza di ^{137}Cs non è stata rilevata nella totalità dei campioni, ma, nel caso degli organi interni, solo in 82 campioni su 176 (il 46,6% del totale), nei campioni di terreno nella totalità degli stessi (100%), in 2 dei 5 campioni di castagne/ghiande (il 40,0% del totale), e in 5 degli 11 campioni di miele consegnati (45,4%) (figura 1).

In larga misura questi dati già evidenziano l'ordine di misura della concentrazione di attività del ^{137}Cs che dal terreno, attraverso la catena alimentare (ghiande e castagne), può aver contaminato gli organi interni dell'ungulato.

Le valutazioni sulle concentrazioni di attività del radionuclide ^{137}Cs riguarderanno esclusivamente i campioni nei quali questo è stato trovato, e tutte le analisi e le stime do-

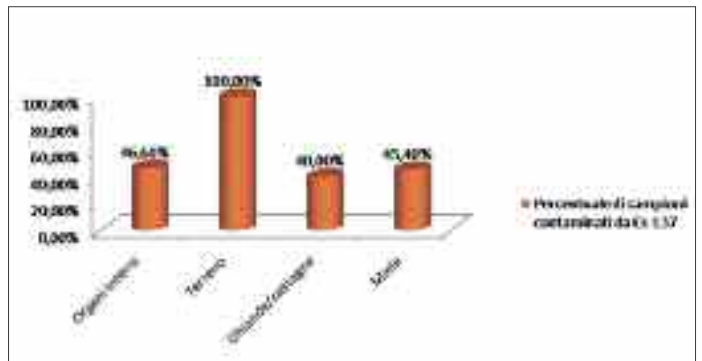


Figura 1. Percentuale di ^{137}Cs nei campioni analizzati.

Tabella 1. Valori medi ^{137}Cs nelle matrici analizzate.

Matrice	Concentrazione di attività del ^{137}Cs (Bq/kg)	2 σ
Organi interni vari di cinghiale	1,12	0,24
Ghiande/castagne	0,61	0,22
Miele	4,56	0,16
Terreno	17,18	1,00

simetriche a seguire sono state effettuate sui valori medi delle concentrazioni di attività stesse.

La tabella 1 mostra i dati che, sempre nel caso specifico del ^{137}Cs , sono stati rilevati.

Matrice: organi vari di cinghiale

La figura 2 mostra l'andamento del ^{137}Cs nei campioni di organi vari di cinghiale.

I dati monitorati nella Provincia di Cosenza, nel caso della organi vari di cinghiale (carne), sono stati confrontati con le

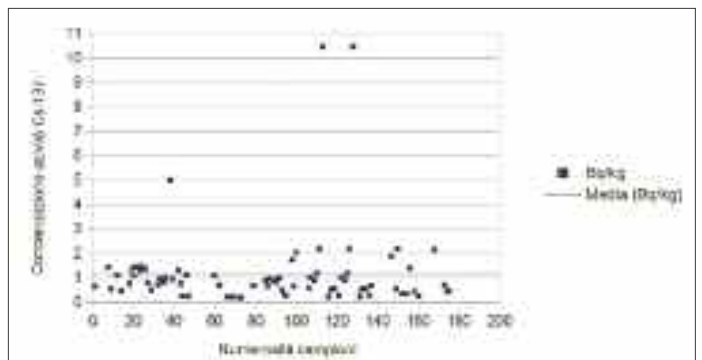


Figura 2. Valori di concentrazione di attività del ^{137}Cs nei campioni di carne di cinghiale analizzati - Dispersione attorno al valore medio.

Tabella 2. Confronto fra le concentrazioni di attività nella carne di cinghiale monitorate da ArpaCal, Laboratorio fisico. DAP CS e i valori delle campagne di altre ARPA.

Valori medi di concentrazione di attività del ¹³⁷Cs nella carne di cinghiale calcolati dai dati inseriti nella rete di monitoraggio nazionale Resorad - Piano ¹³⁷Cs - Cinghiali - campagna 2012/2013/2014			
Valori medi di concentrazione di attività del ¹³⁷ Cs nella Regione Calabria negli organi vari di cinghiale (Piano monitoraggio ambientale cinghiali - annualità 2014/2015/marzo 2016) - Bq/kg	Valori medi Arpa Piemonte (Bq/kg)	Valori medi Arpa Valle d'Aosta (Bq/kg)	Valori medi Arpa Trentino Alto Adige (Bq/kg)
1,12±0,24	5,14±0,77	22,26±1,32	12,38±1,28

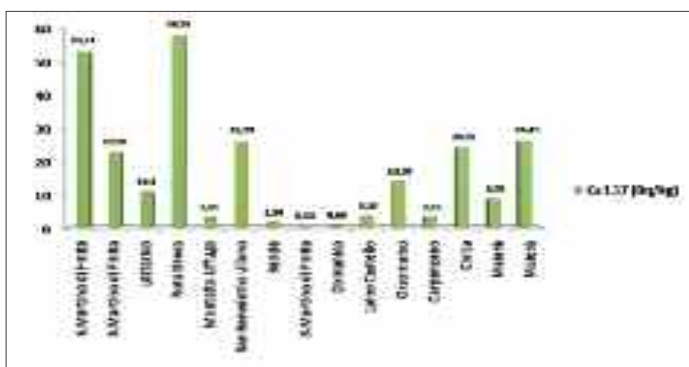


Figura 3. Concentrazione di attività di ¹³⁷Cs nei terreni della Provincia di Cosenza.

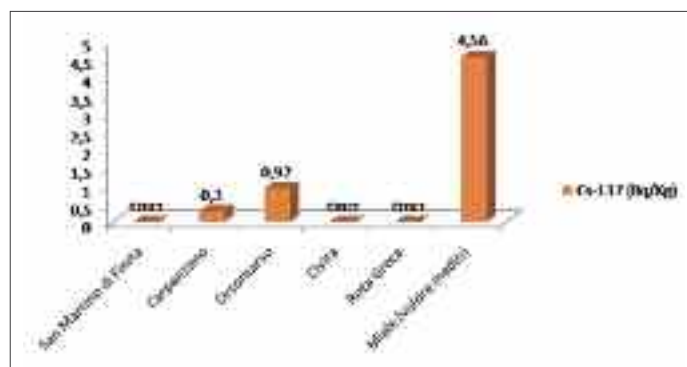


Figura 4. Concentrazione di attività di ¹³⁷Cs nelle ghiande, nelle castagne e nel miele.

Tabella 3. Dati per il calcolo della dose efficace per ingestione della carne di cinghiale.

Valore di concentrazione medio di ¹³⁷ Cs rilevato negli organi vari di cinghiale	(1,12±0,24) Bq/kg
Ipotesi di consumo annuale di carne di cinghiale	50 kg/anno
[*] $h(g)_{i,ing}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq

[*] Da Tab 1, All. IV, D.lgs. 230/95 e succ. m.e.i. Coeff. di dose efficace impegnata per ingestione per individui della popolazione per il ¹³⁷Cs.

medie dei dati rilevati da Arpa Piemonte, Arpa Valle D'Aosta, Arpa Trentino Alto Adige nel contesto della Rete Resorad - Piano ¹³⁷Cs Cinghiali - Campagna 2012/2013/2014. La situazione è riportata schematicamente nella tabella 2.

Si noti come la concentrazione di attività nella provincia calabrese è sostanzialmente più bassa dei valori monitorati nelle altre Arpa prese in considerazione.

Matrice: terreni

Nel caso dei terreni, la media della concentrazione di attività di ¹³⁷Cs nei campioni prelevati è stata di (17,18 ± 1,00) Bq/kg, molto più alta rispetto a quella riscontrata nelle carni. La situazione è esplicita nella figura 3.

Matrice: ghiande, castagne e miele

La figura 4 evidenzia la presenza di ¹³⁷Cs nelle matrici di ghiande e castagne.

Analisi previsionale del trasferimento dei radionuclidi dalle matrici ambientali all'uomo

In letteratura la modellizzazione che analizza la diffusione dei contaminanti nell'ambiente è estremamente vasta. In questo lavoro, avendo a disposizione alcuni dati relativi a matrici con le quali è possibile simulare il trasferimento del contaminante dal terreno, attraverso la catena alimentare all'animale e infine all'uomo, si

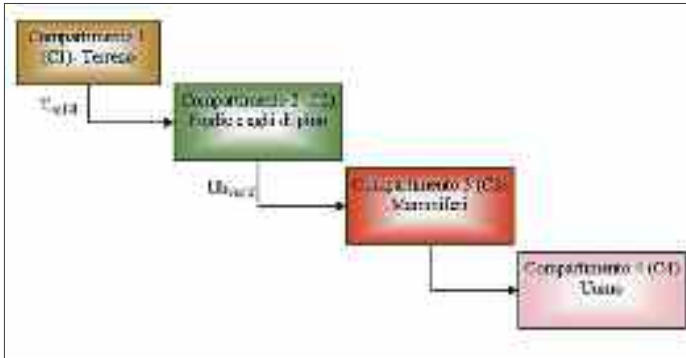


Figura 5. Migrazione compartmentale del ^{137}Cs .

sono comparati i dati rilevati con una possibile simulazione di modelli teorici, confrontando i dati.

In prima istanza si ricorda che il sunto dei dati medi di ^{137}Cs rilevati nelle matrici analizzate è contenuto nella tabella 2.

Il primo modello cui si fa riferimento [2] prevede la possibilità, attraverso la parametrizzazione di alcuni coefficienti, di simulare il passaggio del radionuclide secondo il lo schema⁵ riportato nella figura 5.

Assumendo il quantitativo accumulato in concentrazione di attività nelle foglie e aghi di pino confrontabile con quello analizzato nelle ghiande e nelle castagne, il modello prevede la definizione di un coefficiente di trasferimento, definito come T_{ag} che per il ^{137}Cs e per un comune italiano (Tarvisio) è pari a $T_{ag} = 9,1 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$.

Dalla concentrazione di attività del radionuclide in 1 kg di suolo è quindi possibile definire quanta “parte” di concentrazione di attività arriva alle foglie attraverso il semplice utilizzo di questo coefficiente.

Nel nostro caso particolare il valore medio di ^{137}Cs nella carne è pari a 1,12 Bq/kg, quindi:

$$\begin{aligned} &\text{Concentrazione di attività di } ^{137}\text{Cs} \text{ nelle foglie}^6 \\ &= (9,1 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}) \cdot (1 \text{ kg}) \\ &\cdot (1,12 \text{ Bq/kg}) \cdot (1/1 \text{ m}^2) = 0,01 \text{ Bq/kg} \end{aligned}$$

Il dato rilevato dalle analisi spettrometriche definisce un valore di concentrazione di attività nelle castagne/ghiande pari a 0,61 Bq/kg. Tenuto conto di tutte le approssimazioni considerate i due valori possono ritenersi assolutamente confrontabili.

Per la valutazione del trasferimento del radionuclide dal vegetale al cinghiale, si è utilizzato il fattore di assorbimento da vegetazione definito come U_{veg} [3]:

$$U_{veg} = (FMI_H / M_H) \cdot A_{veg} \cdot f_{IH}$$

con:

- FMI_H = materia fresca che ingerisce l’erbivoro al giorno [kg/giorni]. Definito come $2(\text{kg/giorno})^7$;

- M_H = massa del mammifero erbivoro. Nel nostro caso i cinghiali sono stati valutati di peso medio di 60kg;
- A_{veg} = concentrazione di attività del radionuclide considerato nella vegetazione ingerita dall’animale; nel nostro caso 0,61 Bq/kg;
- f_{IH} = assorbimento intestinale del mammifero erbivoro (per il ^{137}Cs = 1).

Quindi:

$$\begin{aligned} U_{veg} &= 2(\text{kg/giorno}) / 60 \text{ kg} \cdot 0,61 (\text{Bq/kg}) \cdot 1 \\ &= 0,20 \text{ Bq}/(\text{Kg} \cdot \text{giorno}) \end{aligned}$$

Se come nel nostro caso abbiamo animali in media di età di un anno, i giorni da imputare sono 365, quindi:

$$U_{veg} = 0,20 \text{ Bq}/(\text{kg} \cdot \text{giorno}) \cdot 365 \text{ giorno} = 73 \text{ Bq}/\text{Kg}$$

In questo caso il valore medio reale (1,12 Bq/kg) è molto più basso rispetto al valore stimato dalla modellizzazione teorica (73,00 Bq/kg).

Questo è dovuto principalmente al fatto che l’impiego dei “fattori di trasferimento” (o coefficienti di trasferimento), cioè di fattori che mettono in relazione la concentrazione di un comparto con un altro, semplificano in realtà le reali dinamiche di vita del radionuclide nei vari comparti ambientali. Questa particolare modellizzazione, inoltre, acuisce notevolmente le differenze con la realtà in quanto è un semplice esempio di modello statico.

Esistono in letteratura moltissimi altri modelli, sia di natura statica, come il precedente, che di tipologia dinamica [1]. A seguire si effettueranno alcune considerazioni per la valutazione delle possibili differenze tra i valori che possono essere estrapolati.

Nel progetto BIOMASS, promosso dall’IAEA (2002) si descrivono i processi di scambio tra i principali compartimenti ambientali⁷ di un ecosistema forestale, attraverso l’adozione di strutture matriciali. Ogni compartimento può essere connesso a tutti gli altri e in linea di principio per un sistema ad N compartimenti avremmo dunque un totale di $N \cdot (N-1)$ termini di interazione.

È stato dimostrato [4] che dall’applicazione al ^{137}Cs in questo modello (anch’esso sostanzialmente statico) la somma dei compartimenti funghi+selvaggina+vegetazione del sottobosco raggiunge valori in percentuale che sono sostanzialmente differenti rispetto alle analisi sui campioni.

La comprensione della distribuzione nell’ambiente del ^{137}Cs deve giocoforza passare da modelli statici, che presuppongono una irrealistica situazione di equilibrio cristallizzato tra i vari compartimenti, a modelli dinamici.

I modelli dinamici prevedono al loro interno, oltre al decadimento radioattivo, un qualsiasi altro meccanismo che tende a far diminuire o incrementare i livelli di concentra-

zione di una data matrice. Un modello molto semplice è quello che inserisce il concetto di emivita ecologica o ambientale [5].

L'emivita ambientale è data da:

$$t_{1/2 \text{ eff}} = \frac{t_{1/2 \text{ eff}} \cdot t_{1/2000}}{t_{1/2 \text{ eff}} + t_{1/2000}}$$

Con questa modello si ammette semplicemente che la radioattività diminuirà nel tempo con un decadimento esponenziale, la cui costante di decadimento è la somma di quella fisica e di quella ecologica:

$$\lambda_{\text{eff}} = \lambda_{\text{fis}} + \lambda_{\text{eco}}$$

Con questo semplice approccio è spesso sufficiente per descrivere l'andamento delle concentrazioni nel tempo di un singolo compartimento considerato a sé stante. Anche in questo caso vi sono però delle limitazioni: variabilità da sito a sito, anche in contesti ambientali simili; incapacità di spiegare fenomeni di accumulo e variazione nel tempo che invece sono stati sperimentalmente osservati; forte dipendenza dei valori di emivita efficace dall'intervallo di tempo considerato.

La comprensione più approfondita delle relazioni esistenti tra i vari componenti di un ecosistema può essere effettuata perciò connettendo tra loro i vari compartimenti del sistema ambientale in esame: si impiegano quindi a questo scopo i modelli dinamici a compartimenti.

In questo caso la variazione temporale delle concentrazioni di un determinato radionuclide in un determinato compartimento è strettamente correlata alla concentrazione dello stesso radionuclide presente negli altri compartimenti del sistema.

I processi di trasferimento perciò di un radionuclide da un compartimento a un altro vengono associati e spiegati da coefficienti "K_{ij}" che esprimeranno la probabilità nell'unità di tempo che un certo atomo presente nel compartimento i traslochi nel compartimento "j". Questo consente di scrivere un sistema di equazioni differenziali del I ordine a coefficienti costanti.

Nel nostro caso particolare (figura 6) abbiamo 4 compartimenti: suolo, vegetali, carne e uomo e 12 possibili coefficienti "Kij" (riquadro 1).

Definiamo:

- C1= concentrazione di attività nel comparto 1 (suolo e terreno);
- C2= concentrazione di attività nel comparto 2 (vegetali);
- C3= concentrazione di attività nel comparto 3 (carne);
- C4 = concentrazione di attività nel comparto 4 (uomo).

Il sistema di equazioni differenziali che rappresenta il nostro sistema è dato da:

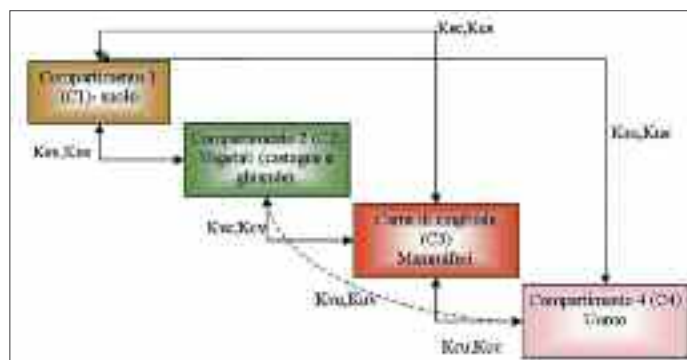


Figura 6. Comparti ambientali e coefficienti di correlazione fra compartimenti nel particolare caso analizzato.

Riquadro 1. Coefficienti Kij.

- K_{sv} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dal suolo ai vegetali.
- K_{sc} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dal suolo alla carne.
- K_{su} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dal suolo all'uomo.
- K_{vs} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dai vegetali al suolo.
- K_{cs} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dalla carne al suolo.
- K_{us} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dall'uomo al suolo.
- K_{vc} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dai vegetali alla carne.
- K_{vu} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dai vegetali all'uomo (questo sarà pari a zero).
- K_{cu} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dalla carne all'uomo.
- K_{cv} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dalla carne ai vegetali.
- K_{cs} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dalla carne al suolo.
- K_{uc} = probabilità di trasferimento nell'unità di tempo dell'atomo (di ¹³⁷Cs) dall'uomo alla carne (questo sarà pari a zero).

$$\begin{aligned}
 -dC_1 &= -(K_{sv} + K_{sc} + K_{su})C_1 + K_{vs}C_2 + K_{cs}C_3 + K_{us}C_4; \\
 -dC_2 &= -(K_{vs} + K_{vc} + K_{vu})C_2 + K_{sv}C_1 + K_{cv}C_3 + K_{uv}C_4; \\
 -dC_3 &= -(K_{cv} + K_{cu} + K_{cs})C_3 + K_{vc}C_2 + K_{uc}C_4 + K_{sc}C_1; \\
 -dC_4 &= -(K_{us} + K_{uc} + K_{uv})C_4 + K_{cu}C_3 + K_{vu}C_2 + K_{su}C_1.
 \end{aligned}$$

Questo sistema è possibile risolverlo, ma la principale difficoltà non è di ordine matematico, ma prettamente sperimentale. Infatti, per la soluzione del sistema occorre conoscere le condizioni iniziali per tutti i compartimenti (e nel nostro caso non conosciamo la concentrazione di attività del comparto 4 (uomo)) e conoscere tutte le costanti K_{ij} . Tutte queste informazioni devono essere ovviamente dedotte da misure sperimentali; in pratica, è quindi molto difficile ottenerle. I modelli effettivamente esistenti operano delle ulteriori semplificazioni, accorpendo e/o trascurando alcuni compartimenti e/o le costanti.

Nei casi più favorevoli si arriva a rappresentare il 90% dei compartimenti e circa il 40-50% delle costanti di trasferimento (FOA, FORWASTE) [6].

I modelli dinamici, sia pure semplificati, sono comunque molto utili in quanto consentono di prevedere, anche se a grandi linee, fenomeni non lineari come l'accumulo di radioattività in alcuni compartimenti.

Valutazioni dosimetriche

Le valutazioni dosimetriche sono state effettuate con riferimento esclusivo al ^{137}Cs , in quanto il campo di applicazione del decreto legislativo di riferimento⁹, come stabilito all'art.1, è quello delle sorgenti artificiali o di quelle naturali trattate per le loro proprietà fissili o fertili. La stima della dose efficace totale si calcola come somma della dose efficace ricevuta per esposizione esterna e di quella impegnata per inalazione e ingestione [7]:

$$E = E_{est} + \sum_j [h(g)_{j,ina} J_{j,ina} + h(g)_{j,ing} J_{j,ing}]$$

dove:

- E_{est} è la dose efficace derivante da esposizione esterna;
- $h(g)_{j,ing}$ e $h(g)_{j,ina}$ rappresentano la dose efficace impegnata per unità di introduzione del radionuclide j in (Sv/Bq), rispettivamente ingerito o inalato da un individuo appartenente al gruppo d'età g ;
- $J_{j,ing}$ e $J_{j,ina}$ rappresentano rispettivamente l'introduzione tramite ingestione o inalazione del radionuclide j (Bq/anno - intake del radionuclide j -esimo).

Per il calcolo della dose impegnata sono stati utilizzati i coefficienti di dose nel caso di assorbimento polmonare di tipo M, f_1 pari a 0,1 e un diametro medio delle particelle inalate (AMAD - *Activity Median Aerodynamic Diameter*) di $5\mu\text{m}$; inoltre è stato ipotizzato un rateo di respirazione di $1,2\text{ m}^3/\text{h}$.

I coefficienti di dose efficace impegnata per unità di introduzione per inalazione per i lavoratori utilizzati, sono quelli riportati in Tabella IV.1 Allegato IV del D. Lgs. n. 241/00 [7].

Nel caso specifico bisogna però considerare che l'esposizione per ingestione e per inalazione avvengono in tempi e condizioni diverse. Infatti per la matrice carne di cinghiale si considera solo la dose efficace impegnata per introduzione (ingestione), nel caso del terreno la dose efficace impegnata per inalazione. Anche i gruppi di popolazione in effetti sono diversi. Nel caso di ingestione i gruppi considerati sono i cacciatori con le rispettive famiglie, nel caso di inalazione, solo i cacciatori, nel tempo della caccia.

I dati presi in considerazione per la valutazione di dose alla popolazione considerata nel caso di ingestione di carne di cinghiale sono riportati nella tabella 3.

Dose efficace impegnata per unità di introduzione del ^{137}Cs è uguale a:

$$h(g)_{j,ing} J_{j,ing} = Deff(ing) = 1,12(\text{Bq/kg}) * 50 (\text{kg/anno}) * 2,1 * 10^{-8} (\text{Sv/Bq}) = 1,18 \mu\text{Sv/anno}$$

Supponendo che le 28 squadre di cacciatori facciano parte di famiglie composte in media da 5 persone, abbiamo il coinvolgimento di $28 * 5 = 140$ persone*anno.

La dose collettiva efficace impegnata in un anno è perciò:

$$E = 1,18 * 10^{-6} (\text{Sv/anno}) * 140 (\text{persone*anno}) = 0,16 \text{ mSv*persona}$$

A norma dell'art. 0, All. 1, del D.lgs. 230/95 e succ. m. e i. [7], si definisce il criterio di non rilevanza radiologica la soddisfazione di entrambi i seguenti criteri:

«a) la dose efficace cui si prevede sia esposto un qualsiasi individuo della popolazione a causa della pratica esente è pari o inferiore a $10 \mu\text{Sv}$ all'anno;

b) la dose collettiva efficace impegnata nell'arco di un anno di esecuzione della pratica non è superiore a circa 1 Sv -persona, oppure una valutazione relativa all'ottimizzazione della protezione mostra che l'esenzione è l'opzione ottimale».

Nel caso sopra esplicito della ingestione della carne di cinghiale, pur nelle condizioni estreme ipotizzate, risulta:

$$1,18 \mu\text{Sv /anno} < 10 \mu\text{Sv/anno}$$

$$0,16 \text{ mSv*persona} < 1 \text{ Sv*persona}$$

per cui tali valori escludono la rilevanza radiologica.

Va sottolineato che tali considerazioni possono essere effettuate perché è stato considerato il ^{137}Cs in questione come derivante da una "pratica" a norma delle definizioni contenute nel D.lgs. 230/95 e succ. m. e i. In realtà tale ra-

Tabella 4. dati per il calcolo della dose efficace per ingestione del miele.

Valore di concentrazione medio di ¹³⁷ Cs rilevato nella matrice miele	(4,56±0,16) Bq/kg
Ipotesi di consumo di miele	15 kg/anno
[*]h(g) _{j,ing}	2,1*10 ⁻⁸ Sv/Bq

Tabella 5. Dati per il calcolo della dose efficace inalazione del terreno.

Valore di concentrazione medio di ¹³⁷ Cs rilevato nel terreno	(17,18±1,00)Bq/kg
Valore di concentrazione delle polveri sottili (caso ambiente estremamente polveroso) per unità di volume	5 mg/m ³
Ore annue impegnate nelle attività a contatto con il radionuclide	160h/anno
Fattore di respirazione orario	1,2 m ³ /h
[+]h(g) _{j,ina}	8,8*10 ⁻⁹ Sv/Bq

[*] Da Tab. 1, ALL IV, D, D.lgs. 230/95 e succ. m. e i.: coeff. di dose impegnata per inalazione per individui della popolazione per il ¹³⁷Cs.

dionuclide, ormai ubiquitario nell'ambiente a causa degli incidenti nucleari che si sono succeduti nel tempo (Chernobyl, Fukushima etc.) non dovrebbe essere considerato una "pratica" ai sensi del disposto legislativo di riferimento. Dato che i risultati sulle concentrazioni di attività rilevate nelle matrici portano a risultati abbondantemente sotto il criterio di rilevanza radiologica, null'altro si necessita aggiungere.

Nel caso della matrice miele la valutazione di dose si effettua per ingestione.

I dati presi in considerazione sono riportati nella tabella 4. Dose efficace impegnata per unità di introduzione del ¹³⁷Cs è uguale a:

$$h(g)_{j,ing} \cdot J_{j,ing} = Deff(ing) = 4,56(Bq/kg) \cdot 15(kg/anno) \cdot 2,1 \cdot 10^{-8}(Sv/Bq) = 1,44 \mu Sv/anno$$

Supponendo che le 28 squadre di cacciatori facciano parte di famiglie composte in media da 5 persone, abbiamo il coinvolgimento di 28*5=140 persone*anno.

La dose collettiva efficace impegnata in un anno dalla matrice miele è perciò:

$$E = 1,44 \cdot 10^{-6}(Sv/anno) \cdot 140(persone \cdot anno) = 0,20 mSv \cdot persona$$

Nel caso della matrice terreno si effettuano le stesse considerazioni della matrice carne, utilizzando però i dati successivi e considerando che in questo caso la valutazione di dose sarà effettuata nell'ipotesi di in-

alazione (tabella 5) e non ovviamente di ingestione, come nel caso degli organi di cinghiale commestibili. Inoltre si è scelto come parametro respiratorio per i cacciatori quello per lavoratori indicati nella pubblicazione ICRP 66 [2] di 1.2 m³/h.

Quindi:

$$Deff(ina) = 17,18(Bq/kg) \cdot (5mg/m^3) \cdot 1,2(m^3/h) \cdot 160(h/anno) \cdot 8,8 \cdot 10^{-9}(Sv/Bq) = 0,14 nSv/anno; \\ 0,14 nSv/anno \ll 10 \mu Sv/anno (a)$$

Nell'ipotesi che le 28 squadre di cacciatori siano formate da 5 persone cadauna, si ha un totale di 140 persone esposte per anno. Quindi:

$$E = 0,14(nSv/anno) \cdot 140(persone \cdot anno) = 0,02(\mu Sv \cdot persona) \ll 1Sv \cdot persona (b)$$

I valori ricavati nelle equazione (a) e (b) escludono la rilevanza radiologica.

Effettuando la peggiore delle ipotesi che tutta la carne di cinghiale venga ingerita da tutta la popolazione immediatamente dopo la caccia (cioè dopo aver partecipato alle battute di caccia) e che nello stesso momento tutto il miele a disposizione venisse ingerito, si avrebbe:

$$E = E_{est} + \sum_i [h(g)_{j,ina} \cdot J_{j,ina} + h(g)_{j,ing} \cdot J_{j,ing}] \\ = 0,0014 \mu Sv/anno + 1,44 \mu Sv/anno + 1,18 \mu Sv/anno \\ = 2,62 \mu Sv/anno < 10 \mu Sv/anno$$

Inoltre

$$2,62 \mu\text{Sv/anno} * 140 (\text{persone} * \text{anno}) \\ = 0,37 (\text{mSv} * \text{persona}) < 1 \text{Sv} * \text{persona}$$

Anche in questa ipotesi si esclude la rilevanza radiologica. Nella valutazione della dose alla popolazione si è voluto anche considerare il caso analizzato nella Task 01.01.06 - Valutazione della dose alla popolazione [8].

In questo documento ai fini della valutazione della dose alla popolazione, nel caso però della dieta mista (alla quale noi associamo per similitudine l'ingestione della carne di cinghiale), si calcolano e i valori medi delle concentrazioni di attività dei diversi radionuclidi nelle diverse matrici per il tempo considerato e per l'area geografica di interesse con la seguente formula:

$$\bar{D} = \frac{1}{N_l} \sum_{l=1}^{N_l} \left(\frac{\sum_{i=1}^{N_{ml}} d_{i,l} \Delta t_{i,l}}{\sum_{i=1}^{N_{ml}} \Delta t_{i,l}} \right)$$

dove:

D = media della concentrazione di attività nell'area di interesse;

N_l = numero di punti di prelievo/misura dell'area geografica di interesse;

$d_{i,l}$ = valore della concentrazione di attività della misura i -esima riferita all'intervallo di campionamento $\Delta t_{i,l}$ nel punto di prelievo l ;

N_{ml} = numero di misure effettuate nel punto di prelievo l

Pur avendo effettuato i calcoli con quest'ultima formula, non cambiano le concentrazioni di attività, essendo gli intervalli di tempo di prelievo considerati unitari. Per questo motivo non si ha nessuna variazione delle stime dosimetriche sopra esplicitate, che si considerano quindi definitive.

La bibliografia è disponibile
presso la redazione:
argomenti@sivemp.it

¹ Proposta di delibera ARPACAL n. 861 del 27/11/2014.

² Il Parco Nazionale del Pollino è la più grande area protetta di nuova istituzione in Italia.

Tra le vette del Dolcedorme e di Cozzo del Pellegrino e gli orizzonti che si disegnano sulle acque del Tirreno e dello Jonio, lungo il massiccio montuoso calabro-lucano del Pollino e dell'Orsomarso, la Natura e l'Uomo intrecciano millenari rapporti che il Parco Nazionale del Pollino, istituito nel 1993, conserva e tutela sotto il suo emblema, il pino loricato (da: [www. http://parcopollino.gov.it/](http://parcopollino.gov.it/)).

³ Rete RESORAD: Rete degli istituti, enti e organismi idoneamente attrezzati (RESORAD). Questa consiste in un insieme di strutture che concorrono a monitorare i punti di osservazione localizzati sul territorio nazionale, opportunamente definiti secondo criteri geografici e climatologici, nonché sulla base di considerazioni concernenti la distribuzione della popolazione e le loro abitudini alimentari.

⁴ Acquappesa, Acri, Aiello Calabro, Altilia, Belmonte Calabro, Belsito, Bisignano, Buonvicino, Carpanzano, Cerzeto, Civita, Colosimi, Domanico, Falconara Albanese, Francavilla, Fuscaldo, Grimaldi, Grisolia, Guardia Piemontese, Lago, Laino Castello, Lattarico, Longobardi, Lungro, Marzi, Mendicino, Montalto, Morano Calabro, Mormanno, Orsomarso, Paola, Papisidero, Paterno Calabro, Rende, Rose, Santo Stefano di Rogliano, San Benedetto Ullano, San Fili, San Martino di Finita, San Pietro in Guarano, San Lorenzo Bellizzi, San Lucido, Saracena, Scigliano, Tortora, Verbicaro.

⁵ Nello stesso schema si riportano sia i parametri del modello [2] che quelli del modello [3].

⁶ È la concentrazione di attività che posso ricavare nelle foglie e negli aghi di pino (che nel nostro caso assimiliamo alle ghiande e le castagne) se in un chilo di suolo preso in un metro quadro d'area, ho una concentrazione di attività definita.

⁷ Da "Il cinghiale nei dintorni di Trieste: dieta e incursione in aree antropiche" – Fabrizio Palombieri. Trieste, 2014.

⁸ Atmosfera, foglie, alberi, terreno, ecc.

⁸ Decreto Legislativo del Governo 17 marzo 1995 n° 230, modificato dal D. Lgs. 26 maggio 2000 n. 187, dal D. Lgs. 26 maggio 2000 n. 241, e dal D. Lgs. 9 maggio 2001 n. 257, "Attuazione delle direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 92/3/Euratom e 96/29/Euratom in materia di radiazioni ionizzanti."