



Associazione Italiana
di Radioprotezione

Associazione Italiana
di Radioprotezione
AIRP

affiliata alla
International Radiation Protection
Association (IRPA)

Consiglio Direttivo 2016 | 2018

Mauro Magnoni, *Presidente*
Salvatore Procopio, *Vicepresidente*
Francesco Mancini, *Segretario*
Vittorio Festa
Luisella Garlati
Sandro Sandri
Santi Sparta

2016

Redazione

Luisella Garlati, Direttore
Piera Cazzaniga
Giacomina Durante
Vittorio Festa
Mauro Magnoni
Santi Sparta

Tipografia

Pixart Printing

Progetto grafico

MV Comunicazione, Milano

**Per informazioni
e corrispondenza**

luisella.garlati@polimi.it
T. 02 2399 6371

Registrazione del Tribunale di Milano
n. 228 del 10 aprile 2008

Distribuzione gratuita ai soci AIRP

Tutti i soci dell'AIRP sono vivamente invitati a contribuire al Bollettino inviando articoli, commenti, recensioni, notizie e informazioni su argomenti di specifico interesse per la radioprotezione. I contributi dovranno essere firmati dall'autore o dagli autori. Gli articoli pubblicati riflettono esclusivamente le opinioni degli autori.

**Anno XLII Volume 175
n. 1, 2 - aprile 2016**

ISSN 1591-3481 | e-ISSN 2281-180X

Editoriale

M. Magnoni 3

Articoli

La radioattività nelle acque potabili in Italia. Stato dell'arte e recenti sviluppi della normativa europea ed italiana

R. Rusconi 5

La mappatura radiometrica dell'ecosistema provinciale cosentino attraverso varie matrici ambientali: organi vari di cinghiale, miele, terreno, ghiande e castagne. Attività progettuali, risultati della seconda annualità di studio e analisi dei modelli previsionali di trasferimento del ¹³⁷Cs nei comparti ambientali. (2014 / 2015 / Marzo 2016)

G. Durante, R. Trozzo, S. Stancati 17

Misure di radioattività ambientale a Palermo: analisi statistica delle concentrazioni in aria di ⁷Be e ²¹⁰Pb

S. Basile, R. Burlon, E. Tomarchio 29

Dosimetria tramite Risonanza Elettronica di Spin (ESR) in RadioTerapia IntraOperatoria (IORT): misure di Output Factors e simulazioni Monte Carlo-GEANT4

S. Gallo, M. Marrale, A. Longo, G. Russo, C. Casarino, G. Candiano, M. Brai 39

Tumore alla parotide in un forte utilizzatore di telefoni mobili: mancato riconoscimento del nesso di causa da parte del giudice del lavoro

A. Polichetti, R. Moccaldi 47

Campi magnetici statici negli ambienti di lavoro: problematiche legate al movimento e approcci alla valutazione dell'esposizione

R. Falsaperla, D. Andreuccetti, G.M. Contessa, V. Lopresto, R. Pinto³, A. Polichetti, M. Tomauiolo, N. Zoppetti 53

In copertina | Un collage con le copertine dei bollettini passati.

bollettino



Cari soci, con questo numero riprendono finalmente le pubblicazioni del nostro Bollettino: ci scusiamo con voi tutti per la latitanza, ma vari impegni ci hanno impedito di far prima. Come potete vedere, la pagina di copertina è un collage delle copertine di alcuni numeri del Bollettino pubblicati negli anni scorsi: un doveroso omaggio a quanti hanno lavorato gli anni precedenti per pubblicare il Bollettino e il preannuncio di un restyling della pubblicazione che speriamo incontrerà il vostro favore. Il Consiglio Direttivo, nonostante la sempre maggior diffusione dei canali di informazioni digitali e paperless ha infatti deciso di mantenere ancora il vecchio Bollettino cartaceo, ma con un nuovo formato, più piccolo e agile che verrà alla luce in occasione del prossimo numero. Ci saranno anche altre novità, ma preferisco non anticiparle ora.

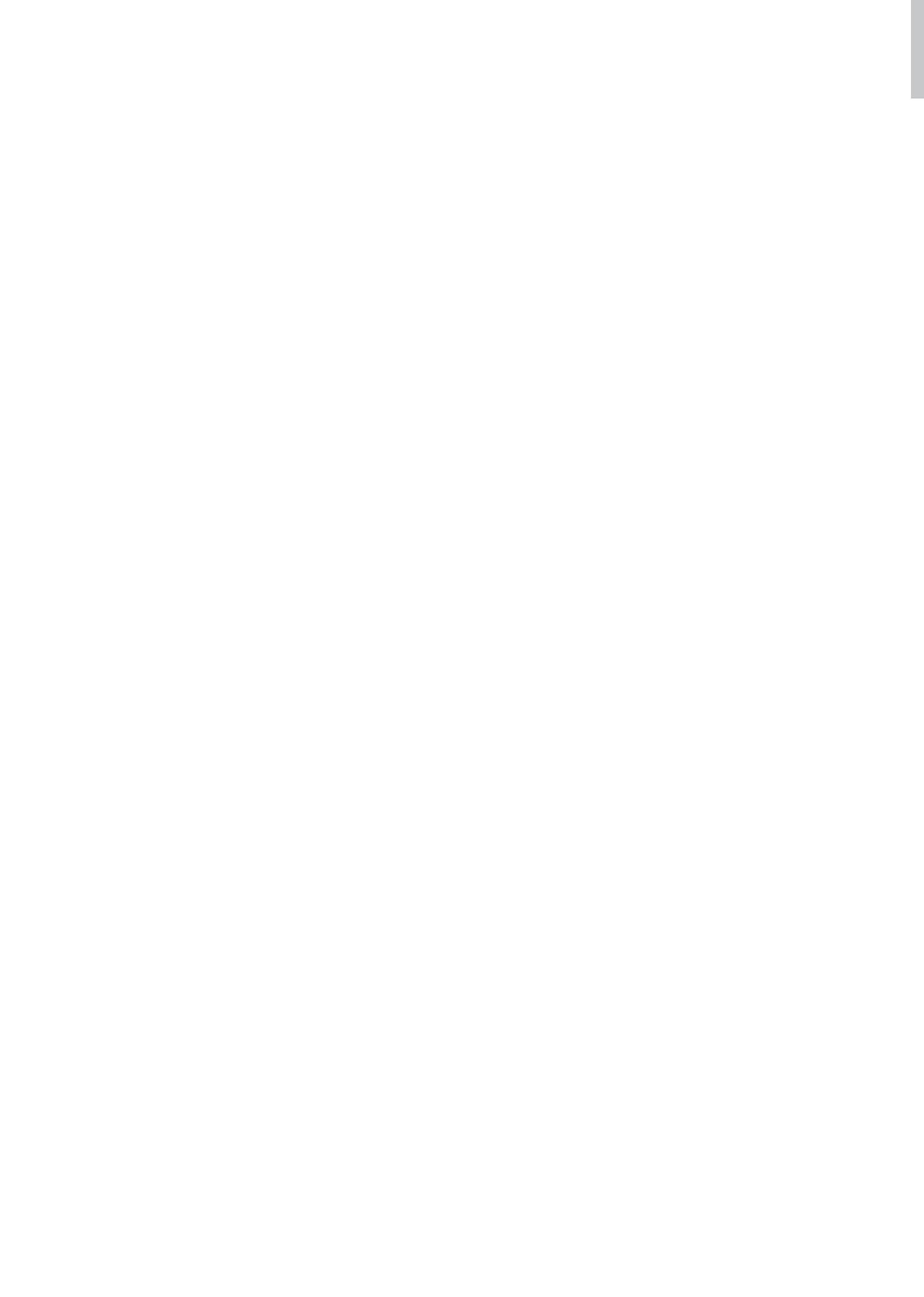
Il direttore del Bollettino, anzi la direttrice, è cambiata: a Marie Claire Cantone subentra Luisella Garlati, neoconsigliera, a cui vanno i nostri più sinceri auguri di un buon lavoro. Anche il Comitato di Redazione è stato rinnovato: ad affiancare la nostra neodirettrice nel lavoro di selezione e raccolta dei lavori da pubblicare ci saranno infatti, oltre al sottoscritto: Piera Cazzaniga, Santi Spartà, Vittorio Festa e Giacomina Durante. A tutti loro un sentito ringraziamento per la disponibilità dimostrata; avranno (avranno) un compito non facile: la raccolta dei contributi è sempre una sfida difficile. Scrivere è una fatica, lo sappiamo bene, ma è anche un'occasione unica per riflettere su concetti e problemi complessi: lo sforzo di spiegare ai nostri interlocutori quello che facciamo ha spesso, come felice "effetto collaterale", quello di consentirci di giungere a una comprensione più profonda di argomenti che magari credevamo di padroneggiare. Cari soci, non so se con questa argomentazione sono riuscito a convincervi di contribuire con i vostri scritti al nostro Bollettino: un po' ci spero, perché l'interesse e la ricchezza di una pubblicazione come la nostra dipende anche dalla varietà dei contributi.

In questo numero, accanto a contributi originali, abbiamo voluto affiancare anche un certo numero di articoli selezionati a partire da quelli presentati nelle Sessioni Poster del nostro recente Congresso di Matera: un modo per valorizzare alcuni interessanti lavori, forse ingiustamente penalizzati dalle sempre difficili scelte dei Comitati Scientifici, chiamati a decidere sulla base di scarni abstract. E' questa una piccola novità, in passato sporadicamente già adottata, ma che potrebbe essere resa stabile per il futuro.

Concludo augurando a voi tutti una buona lettura e invitandovi al Convegno Nazionale di Trieste del 19-21 ottobre: si parlerà di emergenze ambientali, sanitarie e industriali. Vi aspettiamo numerosi.

Il Presidente

Mauro Magnoni



La radioattività nelle acque potabili in Italia. Stato dell'arte e recenti sviluppi della normativa europea ed italiana

Rosella Rusconi

ARPA Lombardia – Centro Regionale Radioprotezione

INTRODUZIONE

L'acqua utilizzata a scopo potabile contiene normalmente sostanze radioattive di origine naturale la cui presenza è dovuta principalmente a fenomeni di erosione delle rocce con cui questa viene a contatto. L'acqua, soprattutto quella di origine sotterranea, viene così arricchita degli elementi costitutivi delle rocce, compresi quelli radioattivi. Le acque di falda sono normalmente protette da immissioni di origine antropica di radionuclidi sia naturali che artificiali; viceversa questi contributi possono interessare le acque superficiali, spesso utilizzate a scopo potabile. I controlli sulle acque sono pertanto finalizzati alla ricerca di sostanze radioattive sia artificiali che naturali.

Il D.L.vo 31/2001 (D. L.vo 2001) in vigore fino allo scorso anno, recepimento della Direttiva europea 83/1998 (CE 1998), stabiliva per le acque ad uso potabile un valore di parametro per la dose relativa all'ingestione (0,1 mSv/anno) al di sopra del quale prevedere valutazioni di approfondimento radioprotezionistiche, ed uno per la concentrazione di trizio (100 Bq/L). Tale normativa, nonostante sia rimasta in vigore per più di 10 anni, non conteneva tuttavia indicazioni sui criteri pratici da adottare da un punto di vista programmatico ed analitico per garantire l'obiettivo di dose: non è infatti mai stato emanato il previsto allegato tecnico che avrebbe dovuto fornire tali dettagli ed anche per questo motivo per quanto riguarda la radioattività il testo di legge non ha mai trovato completa applicazione.

La mancanza di indicazioni sui criteri pratici di esecuzione dei controlli nella normativa nazionale ed europea è stata successivamente colmata dalla Direttiva 51/2013 (CE 2013) recepita dal D. L.vo 28/2016 (D. L.vo 2016) che, entrato in vigore il 22 marzo 2016, ha sostituito in toto sia la precedente Direttiva 83/1998 che il Decreto 31/2001. La Direttiva ed il Decreto che la riprende esplicitano i criteri pratici per l'esecuzione dei controlli necessari al soddisfacimento degli obiettivi proposti (definiti oltre che per la dose ed il trizio anche per il radon 222) e forniscono indicazioni utili anche rispetto ai metodi analitici specificandone i requisiti prestazionali. In particolare l'art. 8 del Decreto prevede l'emanazione, entro il 22 maggio 2016, di "specifiche indicazioni operative a carattere tecnico-scientifico, elaborate in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità, finalizzate a garantire uniformità e coerenza di applicazione del presente decreto nel territorio nazionale". Le citate indicazioni tecnico-operative, attualmente in fase di redazione, costituiranno un riferimento necessario per la definizione di piani di monitoraggio adeguati ed attuabili; in effetti, data l'onerosità delle misure radiometriche e, spesso, la grande numerosità delle fonti di approvvigionamento idrico e la complessità delle reti acquedottistiche, è di grande importanza stabilire criteri di pianificazione che garantiscano la rappresentatività del monitoraggio e che siano al tempo stesso sostenibili da parte delle strutture deputate al controllo e dei laboratori che eseguiranno le prove.

Nelle more di tali indicazioni, ed anticipando il recepimento della Direttiva 51/2013 da parte del D.L.vo 28/2016, il Sistema delle Agenzie per l'Ambiente sotto il coordinamento dell'ISPRA si è fatto carico già nel 2014 della necessità di appurare lo stato dell'arte delle conoscenze in Italia rispetto alla radioattività nelle acque potabili e declinare i dettati legislativi della Direttiva 51/2013 in un documento di taglio operativo che fornisse indicazioni utili a pianificare le prime campagne di monitoraggio. A questo scopo, un gruppo di lavoro ad hoc istituito da ISPRA e dal Ministero dell'Ambiente, nell'ambito di una convenzione che includeva una linea di attività diretta alla "Prevenzione dai rischi dell'esposizione a radiazioni ionizzanti" e che ha visto la partecipazione di ARPA Lombardia, come coordinatore, ARPA Basilicata, ARPA Emilia Romagna, ARPA Lazio, ARPA Toscana, Istituto Superiore di Sanità e Ministero della Salute, ha portato nel 2014 alla produzione delle "Linee guida per la pianificazione della campagne di misura della radioattività nelle acque potabili" (ISPRA 2014).

Questo lavoro si propone di fornire un quadro della situazione in Italia per quanto riguarda il tema della radioattività nelle acque potabili, affrontando nell'ordine i seguenti argomenti:

- la normativa europea
- la normativa italiana
- lo stato dell'arte delle conoscenze sulla radioattività delle acque in Italia
- una breve illustrazione delle Linee guida ARPA-ISPRA, propedeutiche e complementari delle previste indicazioni tecnico-operative ex art. 8 del D. L.vo 28/2016.

LA NORMATIVA EUROPEA – LA DIRETTIVA 51/2013

La Commissione Europea, attraverso l'emanazione della Direttiva 51/2013 *“che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano”*, si propone di assicurare l'uniformità, la coerenza e il completamento della legislazione che regola la protezione dalle radiazioni superando le indicazioni presenti nella precedente Direttiva 83/1998.

La Direttiva 51/2013 ha introdotto diverse novità rispetto alla precedente versione, implementata dal D.L.vo 31/01. Riprendiamo nel seguito solo alcuni concetti importanti. Un confronto più completo tra i due testi è riportato nella Tabella 2, in cui sono evidenziate le principali differenze.

La Direttiva 51/2013 stabilisce i “valori di parametro” per la dose indicativa DI (con l'esclusione del contributo di H-3, K-40, radon e figli a vita breve, ma inclusi Pb-210 e Po-210 a differenza di quanto già previsto dalla precedente Direttiva 83/1998) e le concentrazioni di radon e di trizio; i valori di parametro definiti dalla Direttiva sono riportati in Tabella 1. La Direttiva stabilisce inoltre che la verifica della DI può essere eseguita per mezzo di controlli di screening alfa totale e beta totale, i cui valori di parametro sono anch'essi riportati in Tabella 1.

Tabella 1 | Valori di parametro per radon, trizio e dose indicativa delle acque destinate al consumo umano (CE 2013)

Parametro	Valore di parametro	Note
Radon	10 Bq/L	Gli Stati membri possono fissare il livello oltre il quale valutare eventuali contromisure ad un valore compreso tra 100 e 1000 Bq/L. Oltre 1000 Bq/L provvedimenti correttivi sono certamente giustificati
Trizio	100 Bq/L	Da monitorare solo in presenza di una fonte antropica sul territorio. Se la concentrazione di trizio supera il valore di parametro è necessaria un'analisi della presenza di altri radionuclidi artificiali
Dose indicativa (DI)	0,1 mSv/a	Con l'esclusione del contributo di H-3, K-40, radon e figli a vita breve
Attività alfa totale	0,1 Bq/L	
Attività beta totale	1 Bq/L	In caso di valori superiori al valore di parametro stimare l'attività beta residua attraverso la sottrazione del contributo del K-40 (beta emettitore); se necessario procedere alla determinazione del contributo dei singoli radionuclidi

Ogni Stato membro deve predisporre un programma di controllo delle acque potabili (escluse le acque minerali naturali e le acque medicinali) per verificare che le stesse siano conformi ai requisiti fissati dalla Direttiva. I metodi di analisi dovrebbero essere tali da garantire risultati attendibili e comparabili, i controlli dovrebbero di norma essere effettuati nel punto in cui le acque fuoriescono dai rubinetti.

Nell'allegato II alla Direttiva sono definite le strategie e le frequenze di controllo, da cui è possibile derogare nel caso di radionuclidi naturali: non sussiste infatti l'obbligo di controllare la concentrazione di radon o trizio nelle acque destinate al consumo umano o di stabilire la dose indicativa ove si ritenga, sulla base di indagini rappresentative, dati di monitoraggio o altre informazioni attendibili che i livelli di radon, trizio o la dose indicativa rimarranno al di sotto dei rispettivi valori di parametro.

I controlli sul radon devono essere effettuati solo sulle acque di origine sotterranea e devono essere accompagnati dalla conoscenza delle caratteristiche idrogeologiche, della radioattività delle rocce e del tipo di pozzo.

I controlli sul trizio devono essere effettuati in presenza di una fonte antropogenica di trizio o di altri radionuclidi artificiali nel bacino di captazione.

I controlli sulla dose indicativa devono essere effettuati laddove sia presente una fonte di radioattività artificiale o di radioattività naturale elevata 'enhanced' e non sia possibile dimostrare, sulla base di altri programmi di controllo o di altre indagini, il rispetto del valore di parametro. E' ammesso il ricorso a procedure di screening basate sulla misura dell'attività alfa e beta totale. Se l'attività alfa totale e beta totale sono inferiori rispettivamente a 0,1 e 1 Bq/L lo Stato membro può ritenere che la dose indicativa sia inferiore a 0,1 mSv/anno e non esigere un'indagine radiologica sui singoli radionuclidi presenti, a meno che non sia ipotizzabile sulla base di altre fonti di informazione la presenza in quantità significative di Pb-210 o Ra-228 (che contribuiscono all'attività beta totale e la cui concentrazione derivata, corrispondente a una dose di 0,1 mSv/a, è pari a 0,2 Bq/L). Nell'allegato III alla Direttiva sono riportate le concentrazioni derivate di radioattività per i principali radionuclidi naturali e artificiali, valutate con riferimento alla classe d'età degli adulti; nello stesso allegato sono definite anche le caratteristiche di prestazione dei metodi analitici.

Tabella 2 | Confronto tra le richieste del D.L.vo 31/2001 e della Direttiva 51/2013

	D.L.vo 31/2001 "Attuazione della Direttiva 98/83/CE"	Direttiva 2013/51/CE
Scopo dei controlli	Per quanto riguarda la radioattività, verificare la conformità delle acque in base al contenuto di radionuclidi di origine sia naturale che artificiale assicurando il rispetto dei seguenti valori di parametro: Trizio 100 Bq/L DTI 0,1 mSv/a (escluso H-3, K-40, radon e prodotti di decadimento)	Verificare la conformità delle acque in base al contenuto di radionuclidi di origine sia naturale che artificiale assicurando il rispetto dei seguenti valori di parametro: Trizio 100 Bq/L "DI 0,1 mSv/a (escluso H-3, K-40, radon e prodotti di decadimento a vita breve) Alfa totale 0,1 mSv/a Beta totale 1 mSv/a" Radon 100 Bq/L
Criterio per la scelta dei punti di controllo	Ogni Regione deve dettare i criteri per elaborare programmi di controllo attuati dalle aziende sanitarie locali. Il decreto non fornisce ulteriori indicazioni in merito.	Gli Stati membri adottano tutte le misure necessarie per istituire un appropriato programma di controllo delle acque destinate a consumo umano. E' possibile ridimensionare i programmi di controllo sulla base di informazioni pregresse.
Parametri analitici e frequenza dei controlli	a. Trizio, se è presente una fonte antropica sul territorio e non si può dimostrare il rispetto del valore di parametro. b. DTI se non si può dimostrare in base ad altri programmi di sorveglianza il rispetto del valore di parametro. Frequenza dei controlli: non è stabilita	a. Trizio, se è presente una fonte antropica sul territorio e non si può dimostrare il rispetto del valore di parametro. b. DI se è presente una fonte di radioattività artificiale o di radioattività naturale elevata e non si può dimostrare in base ad altri programmi di sorveglianza il rispetto del valore di parametro. c. Radon, se in base ai risultati di indagini rappresentative o di altre informazioni attendibili vi sono motivi di temere un superamento del valore di parametro. Contiene indicazioni sia sulle concentrazioni derivate dei singoli radionuclidi che sulle prestazioni minime delle tecniche di misura. Frequenza dei controlli: gli stati membri stabiliscono la frequenza per effettuare controlli per accertare i livelli di radionuclidi naturali; per accertare i livelli di radionuclidi artificiali è stabilita una frequenza minima di campionamento e analisi che varia rispetto al volume di acqua distribuito o prodotto in una zona di approvvigionamento
Punti di controllo	a. Nel caso di una rete di distribuzione, nel punto in cui le acque fuoriescono dai rubinetti utilizzati per il consumo umano. b. Nel caso di acque fornite da una cisterna, nel punto in cui fuoriescono dalla cisterna. c. Nel caso di acque confezionate in bottiglia o in contenitori, nel punto in cui sono imbottigliate o introdotte nei contenitori. d. Nel caso di acque utilizzate nelle imprese alimentari, nel punto in cui sono utilizzate dall'impresa.	a. Nel caso di una rete di distribuzione, nel punto in cui le acque fuoriescono dai rubinetti utilizzati per il consumo umano. b. Nel caso di acque fornite da una cisterna, nel punto in cui fuoriescono dalla cisterna. c. Nel caso di acque confezionate in bottiglia o in contenitori, nel punto in cui sono imbottigliate o introdotte nei contenitori. d. Nel caso di acque utilizzate nelle imprese alimentari, nel punto in cui sono utilizzate dall'impresa.

LA NORMATIVA ITALIANA – IL DECRETO 28/2016

Il decreto legislativo n. 28 del 15 febbraio 2016 ha recepito la Direttiva 51/2013 e costituisce il testo di riferimento per quanto riguarda la qualità delle acque potabili da un punto di vista radiometrico, sostituendo in toto la disciplina precedentemente in vigore.

In sintesi il D. L.vo n. 28/2016:

- riguarda tutte le acque destinate al consumo umano, incluse quelle utilizzate dalle industrie alimentari per la preparazione di cibi e bevande ma escluse le acque minerali naturali;
- definisce valori di parametro per la dose indicativa, la concentrazione di radon e di trizio (in presenza di fonti antropogeniche sul territorio) (vedi Tabella 3). Il parametro di dose totale è ancora fissato, come nella precedente legislazione, in 0,1 mSv/a; si tenga presente che dal calcolo della dose sono esclusi il trizio (H-3) ed il radon (Rn-222) le cui concentrazioni sono indicate a parte; sono invece inclusi, a differenza della versione precedente, Pb-210 e Po-210;
- stabilisce la possibilità di utilizzare quali parametri di screening per la verifica del rispetto del valore di parametro per la dose indicativa l'attività alfa e beta totale; in particolare, per il parametro beta totale stabilisce un livello di screening differente da quello proposto dalla Direttiva 51/2013 (0,5 Bq/L anziché 1 Bq/L) (vedi Tabella 4);
- stabilisce il criterio per il calcolo delle concentrazioni derivate per i principali radionuclidi naturali e artificiali, e definisce gli obiettivi in termine di sensibilità analitica dei metodi analitici impiegati (vedi Tabella 5);
- prevede che le regioni mettano in atto programmi di controllo avvalendosi del supporto delle ARPA (cui è delegata l'esecuzione delle misure) e delle aziende sanitarie locali; al superamento di uno o più dei valori di parametro proposti devono essere effettuate valutazioni di rischio radioprotezionistiche, sulla cui base giustificare o meno eventuali interventi;
- prevede che i gestori dei servizi idrici attuino un sistema di controlli interni, eventualmente pianificati in accordo con le aziende sanitarie locali e con le ARPA; i controlli interni non possono essere eseguiti dallo stesso laboratorio che effettua i controlli esterni sulla medesima rete idrica o sistema idropotabile;
- stabilisce che i laboratori che eseguono le analisi devono operare in regime di garanzia di qualità sottoposto a verifica da parte dell'Istituto Superiore di Sanità; laboratori di prova accreditati ai sensi della norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025 sono da ritenersi a tutti gli effetti operanti in regime di qualità adeguato agli scopi.

Il Decreto prevede infine l'emanazione di indicazioni tecnico-operative entro 60 giorni dalla data di entrata in vigore (quindi entro il 22 maggio 2016), i cui contenuti dovrebbero garantire uniformità e coerenza di applicazione del decreto nel territorio nazionale.

Tabella 3 | Valori di parametro per radon, trizio e dose indicativa (da D. L.vo n. 28/2016)

Parametro	Valore di parametro	Limite di rivelazione	Unità di misura
Concentrazione di attività di radon	100	10	Bq/l
Concentrazione di attività di trizio	100	10	Bq/l
Dose indicativa	0,10	-	mSv/a

Tabella 4 | Valori di parametro per attività alfa e beta totale e sensibilità richieste (da D. L.vo n. 28/2016)

Parametro	Valore di parametro	Limite di rivelazione	Unità di misura
Concentrazione di attività alfa totale	0,1	0,04	Bq/l
Concentrazione di attività beta totale	0,5	0,2	Bq/l

Tabella 5 | Concentrazioni derivate per alcuni radionuclidi e sensibilità richieste (da D. L.vo n. 28/2016)

Origine	Radionuclide	Tipo di decadimento	Concentrazione derivata (Bq/l)	Limite di rivelazione (Bq/l)
Naturale	U-238	Alfa	3,0	0,02
	U-234	Alfa	2,8	0,02
	Ra-226	Alfa	0,5	0,04
	Ra-228	Beta	0,2	0,02
	Pb-210	Beta	0,2	0,02
	Po-210	Alfa	0,1	0,01
	Artificiale	C-14	Beta	240
Sr-90		Beta	4,9	0,4
Pu-239 – Pu-240		Alfa	0,6	0,04
Am-241		Alfa	0,7	0,06
Co-60		Beta	40	0,5
Cs-134		Beta	7,2	0,5
Cs- ¹³⁷		Beta	11	0,5
I-131		Beta	6,2	0,5

LA SITUAZIONE IN ITALIA

Si riporta di seguito una breve sintesi delle informazioni disponibili sulla qualità radiometrica delle acque potabili in Italia, basata sui dati disponibili presso le Agenzie per l'Ambiente. Tali informazioni sono state raccolte nell'ambito delle attività svolte dal gruppo di lavoro ISPRA – ARPA citato nell'introduzione, e sono riportate in maggior dettaglio nelle Linee guida (ISPRA 2014) cui si rimanda per ogni ulteriore approfondimento.

A tutti i responsabili dei 22 centri per la radioattività del sistema Agenziale è stato somministrato un questionario al fine di ricavare un quadro il più possibile esaustivo della situazione del monitoraggio delle acque potabili su tutto il territorio nazionale.

Un dato confortante emerso è che solo in tre ARPA/APPA la rete dei controlli non è stata attivata, mentre in 13 sono attualmente in corso campagne o monitoraggi sistematici, e in altre 6 sono state effettuate campagne conoscitive nel passato recente. Tuttavia il quadro che emerge dallo studio delle attività svolte è alquanto disomogeneo, sia in termini quantitativi che di tipologia di analisi effettuata.

IMPOSTAZIONE DELLE CAMPAGNE

Per quanto riguarda i criteri di campionamento, si sono individuate 4 macro-categorie:

- Demografico: coprire la maggior porzione possibile della popolazione residente;
- Geografico: coprire la maggior porzione possibile del territorio regionale;
- Geologico: coprire alcune aree che, per peculiarità geologiche, possono comportare un rischio maggiore di livelli elevati di radioattività;
- Specifiche fonti di pressione: coprire aree specifiche in cui sono presenti fonti antropiche che aumentano il rischio radiologico anche da NORM (impianti nucleari dismessi, discariche di fosfogessi, aree da bonificare, etc.).

Dall'analisi dei dati emerge che non viene mai utilizzato un unico criterio, ma si realizza una sinergia tra diverse esigenze (criterio misto). Nella figura 1 si riporta una sintesi dei criteri guida utilizzati per la definizione della strategia di campionamento, espressa in termini di percentuale di utilizzo dei diversi criteri. Nei casi in cui si è adottato un criterio misto si sono contati tutti i criteri utilizzati. Emerge che il criterio prevalente utilizzato è quello demografico (60% dei casi). Gli altri criteri sono utilizzati in misura equivalente (30% dei casi).

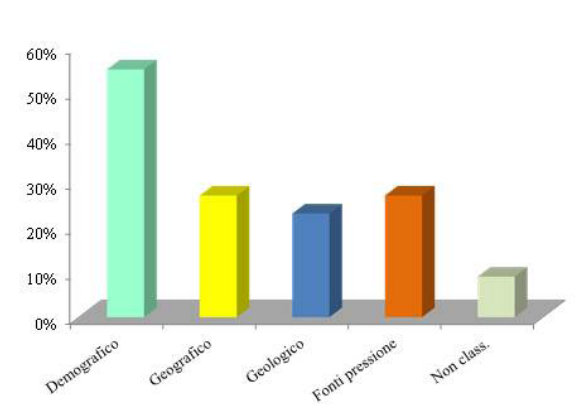


Figura 1 | Criteri di campionamento - macrocategorie (la somma delle percentuali è superiore al 100% perché molti dati sono stati attribuiti a più categorie)

Per quanto concerne i punti di campionamento, sono state individuate due macro-categorie generali:

- prelievo ai punti di presa, intendendo punti di prelievo a monte della potabilizzazione, siano essi acque superficiali, pozzi che prelevano in falde o sorgenti;
- prelievo ai punti di erogazione di rete, intendendo punti di prelievo a valle della potabilizzazione, siano essi serbatoi, fontanini pubblici o rubinetti privati.

Dall'analisi dei dati, emerge che le due tipologie sono utilizzate in quasi ugual misura (rispettivamente 60% e 50%).

Relativamente alla frequenza dei controlli dall'analisi dei dati non è emerso un criterio condiviso né uno nettamente prevalente. Infatti nel 25% dei casi sono state svolte negli anni passati campagne conoscitive per caratterizzare le acque, con una durata limitata, e solo in alcuni casi si è proseguito con un monitoraggio continuo. Nei casi in cui si è fatto (o si fa) un monitoraggio continuo, prevale la frequenza trimestrale (circa il 35%), mentre solo nel 10% dei casi viene effettuato un controllo su base mensile.

I parametri/radionuclidi monitorati sono riassunti nel grafico di figura 2, si evidenzia che la spettrometria gamma è la tecnica più diffusamente utilizzata. Nel grafico si è riportato l'indicatore "Cs-¹³⁷" per indicare tutti i nuclidi rivelabili tramite questa tecnica.

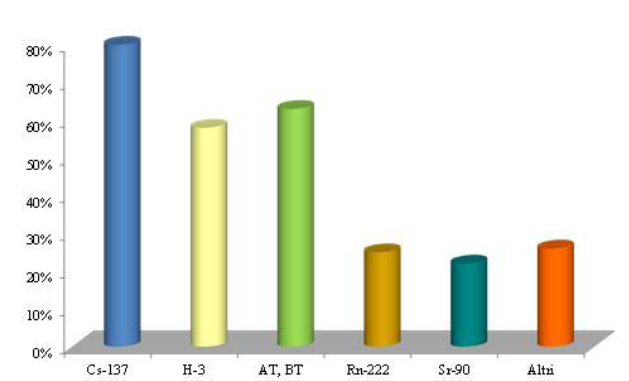


Figura 2 | Radionuclidi monitorati e metodologie di analisi (Cs-¹³⁷: si intendono i radionuclidi rilevabili tramite spettrometria gamma; AT, BT: si intende la determinazione dell'attività alfa e beta totale, esclusi Trizio e Radon; Altri Nuclidi: si intende la determinazione di Ra-226, Po-210, Pb-210, Pu-238, Pu-239/240, U-234, U-235, U-238, U totale)

Altre tecniche risultano essere ampiamente diffuse per determinare l'attività del trizio (in 11 regioni) e l'attività totale alfa e beta (in 12 regioni).

Altri radionuclidi che richiedono procedure di estrazione/selezione radiochimica sono invece determinati in modo sistematico solo in alcune realtà: Rn-222 in 4 regioni, Sr-90 in 3 regioni, Ra-226 in 2 regioni, isotopi dell'uranio in 3 regioni (solo in 2 in maniera routinaria), Po-210 e Pb-210 in 1 regione, Pu-238, Pu-239/240 in 1 regione.

RISULTATI DELLE MISURE

I risultati delle campagne e dei monitoraggi sono riassunti e brevemente commentati di seguito.

- Radionuclidi gamma emettitori (spettrometria gamma)

Il numero totale di campioni controllati, sia nel corso di campagne che nell'ambito dei piani di monitoraggio periodico, è dell'ordine di diverse centinaia. La maggior parte delle analisi, che in 6 regioni sono state effettuate previa preconcentrazione dei campioni su resine a scambio ionico, ha restituito valori inferiori al limite di rivelabilità riferito al Cs-¹³⁷ che, tuttavia, è risultato estremamente variabile: da valori dell'ordine di 0,1 Bq/L (per analisi di campioni tal quale) ad altri dell'ordine di 0,001 Bq/L. In ogni caso è sempre rispettato il valore del limite di rivelabilità richiesto dalla Direttiva 51/2013 (0,5 Bq/L).

- Attività alfa e beta totale

Anche in questo caso il numero totale di campioni è dell'ordine di diverse centinaia, analizzati prevalentemente nell'ambito di campagne di monitoraggio ad hoc. Il numero dei controlli eseguiti routinariamente è molto inferiore. La distribuzione dei controlli nelle diverse regioni e l'esito degli stessi è riassunto nella tabella seguente (tabella 6).

Tabella 6 | Esito delle misure di attività alfa e beta totale

ID Regione	Campagna (n. prelievi totali)	Monitoraggio (n. prelievi/anno)	Attività alfa totale (Bq/L)	Attività beta totale (Bq/L)
1	0	86	0,02 ÷ 0,08	0,045 ÷ 0,18
2	0	8	< 0,02	0,04 ÷ 0,1
3	100	0	0,05 ÷ 0,13	0,15 ÷ 0,70
4	145	12	0,008 ÷ 0,42	0,025 ÷ 0,27
5	550	0	< 0,2	< 0,8
6	0	40	< 0,2	< 0,4
7	0	28	< 0,1	< 0,8
8	161	12	0,01 ÷ 0,5	0,1 ÷ 0,8
9	175	44	0,01 ÷ 0,45	0,1 ÷ 0,9
10	100	0	0,02 ÷ 0,66	0,1 ÷ 1,0
11	26	0	0,05 ÷ 0,07	0,16 ÷ 0,33

NOTA | Limiti di rivelabilità richiesti dalla Direttiva 51/2013: Attività alfa totale: 0,04 Bq/L; Attività beta totale: 0,4 Bq/L

Per quanto riguarda l'attività alfa totale non tutte le misure effettuate hanno limiti di rivelabilità adeguati alle richieste della Direttiva 51/2013 (0,04 Bq/L). In alcuni casi si evidenzia anche il superamento del valore di riferimento per l'attività alfa totale di 0,1 Bq/L che dovrebbe dare seguito secondo la nuova Direttiva ad ulteriori approfondimenti. Anche nel caso dell'attività beta totale non tutte le misure sono state effettuate con limiti di rivelabilità adeguati alle richieste della Direttiva 51/2013 (0,4 Bq/L). Il livello di riferimento per l'attività beta totale di 1 Bq/L non è mai stato superato mentre è più frequente il superamento del valore di 0,2 Bq/L che darebbe la garanzia di rispetto del criterio di dose anche se il radionuclide presente fosse Ra-228 o Pb-210: anche in questo caso sarebbero quindi necessari ulteriori approfondimenti, a cominciare dalla misura della concentrazione beta residua attraverso la sottrazione del contributo del K-40 (determinabile sia per via spettrometrica che chimica).

CONSIDERAZIONI SUI CONTROLLI IN ITALIA

Il monitoraggio dei radionuclidi artificiali gamma emettitori, in particolare del cesio 137, ha una diffusione abbastanza capillare e non evidenzia criticità particolari. L'uso della spettrometria gamma come tecnica di misura dei radionuclidi naturali può essere incrementato solo se accompagnato dall'ottimizzazione delle procedure di pretrattamento e preconcentrazione, in quanto l'analisi su campioni tal quale non fornisce praticamente mai livelli di sensibilità adeguati alle richieste della Direttiva. Per quanto riguarda le misure alfa e beta totale le informazioni disponibili sono frammentarie e incomplete. Rispetto all'effettiva composizione dell'acqua in termini di quali siano i radionuclidi che contribuiscono all'attività totale (alfa o beta) nella maggior parte delle regioni non è disponibile alcun dato, neppure nei casi in cui l'attività alfa totale supera il livello di riferimento di 0,1 Bq/L: solo in due casi sono stati effettuati approfondimenti per verificare l'effettiva

composizione dell'acqua. Ne segue che vi sono situazioni in cui la verifica del rispetto del criterio di dose di 0,1 mSv/a non può prescindere da ulteriori determinazioni radiochimiche, la cui esecuzione richiede però l'esistenza di un laboratorio radiochimico attrezzato di competenze e procedure specifiche che allo stato attuale non è presente nella maggior parte delle regioni. L'ipotesi della creazione di pochi laboratori di riferimento potrebbe offrire una soluzione economicamente sostenibile, ancorché tutta da valutare e attuare.

INDICAZIONI PER LA PROGETTAZIONE DEI PIANI DI MONITORAGGIO

Si riporta di seguito uno stralcio di quanto elaborato all'interno delle Linee guida ISPRA-ARPA (ISPRA 2014) relativamente alla definizione di possibili criteri di pianificazione di campagne di monitoraggio, elaborati sulla base dell'esperienza sin qui acquisita all'interno delle Agenzie per l'Ambiente. Si rimanda al documento completo per ogni maggiore approfondimento.

Le valutazioni e le indicazioni di seguito riportate sono state formulate con riferimento ai contenuti della nuova Direttiva allo scopo di far sì che i risultati ottenuti possano essere interpretati come quelle "indagini rappresentative" previste dalla Direttiva (comma 1, allegato II) che possono essere utilizzate ai fini della identificazione preliminare di situazioni potenzialmente critiche. Resta ovviamente fermo e preminente il riferimento alle indicazioni tecnico-operative che dovrebbero essere emanate, a breve, ai sensi dell'art. 8 del D.L.vo 28/2016.

Un imprescindibile pre-requisito per la scelta dei punti di controllo e la redazione dei piani di monitoraggio è rappresentato dal possesso di adeguate informazioni sulle fonti di approvvigionamento (sotterranee o superficiali, caratteristiche idrogeologiche, etc.), sulla presenza di eventuali fonti di pressione, sulla struttura (organizzazione della distribuzione) e l'estensione geografica (fonti di approvvigionamento) degli acquedotti, nonché sul loro bacino di utenza in termini di ubicazione geografica e afferenza amministrativa.

I piani di monitoraggio non devono, né per lo più possono, ricalcare i piani già esistenti per i controlli di tipo chimico e microbiologico per via delle seguenti considerazioni:

- è ragionevole supporre che le condizioni della rete di distribuzione e degli impianti, a livello locale, non abbiano alcuna influenza sul contenuto di radioattività delle acque;
- le fonti di inquinamento antropico di natura chimica microbiologica sono certamente più numerose e diffuse di quelle radiologiche;
- le misure di tipo radiometrico sono più onerose e complesse e le disponibilità analitiche molto più limitate, ed i potenziali punti di controllo sono estremamente numerosi soprattutto se si considera l'ipotesi di caratterizzare e monitorare tutti i punti di presa (ad esempio in Lombardia sono dell'ordine di 20000, in Basilicata circa 480): il piano proposto deve pertanto, di necessità, tenere conto delle effettive potenzialità analitiche dei laboratori di misura.

Si ritiene quindi che il numero di punti da controllare possa e debba essere notevolmente inferiore, ma in ogni caso dipendente dalla struttura della rete di distribuzione e dalla natura delle fonti di approvvigionamento. A titolo informativo e per dare qualche indicazione sulla dimensione del problema la tabella 7 riporta, per ciascuna regione, il numero totale di comuni ed il numero e la percentuale di comuni in cui risiede il 50% della popolazione.

Tabella 7 | Numero totale di comuni per regione, e numero di comuni che coprono il 50% della popolazione

Regione	Popolazione regionale totale	Numero di province	Numero di comuni	Numero di comuni in cui risiede il 50% della popolazione	Percentuale di comuni in cui risiede il 50% della popolazione
Abruzzo	1.307.309	4	305	17	6%
Basilicata	578.036	2	131	15	11%
Calabria	1.959.050	5	409	34	8%
Campania	5.766.810	5	551	36	7%
Emilia R	4.342.135	9	348	23	7%
Friuli VG	1.218.985	4	218	18	8%
Lazio	5.502.886	5	378	2	1%
Liguria	1.570.694	4	235	3	1%
Lombardia	9.704.151	12	1546	119	8%
Marche	1.541.319	5	239	19	8%
Molise	313.660	2	136	10	7%
Piemonte	4.364.135	8	1206	37	3%
Puglia	4.052.566	6	258	28	11%
Sardegna	1.639.362	8	377	23	6%
Sicilia	5.002.904	9	390	27	7%
Toscana	3.672.202	10	287	23	8%
Trentino AA	1.029.256	2	339	24	7%
Umbria	884.268	2	92	6	7%
Valle d'Aosta	126.806	1	74	8	11%
Veneto	4.857.210	7	581	74	13%

Le diverse regioni italiane presentano realtà molto differenti tra di loro: si passa dai 74 comuni della Valle d'Aosta ai 1546 della Lombardia, e dai 2 comuni del Lazio in cui risiede il 50% della popolazione ai 119 della Lombardia.

Considerata complessivamente la dimensione del problema si ritiene che i piani possano essere sviluppati su base pluriennale. I piani devono comunque prevedere una pianificazione della percentuale di popolazione progressivamente coperta ed una valutazione finale della percentuale raggiunta, a completamento. Per quanto riguarda gli aspetti tecnici la valutazione puntuale del valore del parametro di dose comporterebbe, in linea di principio, la determinazione di tutti i radionuclidi effettivamente presenti nelle acque. A questo si aggiunga che i livelli di radioattività da ricercare sono molto bassi e di conseguenza anche le sensibilità analitiche sarebbero molto spinte, pertanto nella maggior parte dei casi sarebbe necessario utilizzare metodi di separazione ed estrazione radiochimica particolarmente onerosi in termini di impegno di risorse umane. Viceversa, se l'obiettivo si sposta dalla valutazione puntuale della dose alla verifica del rispetto del non superamento del valore di parametro di 0,1 mSv/a, è possibile adottare l'approccio semplificato ma al tempo stesso conservativo, proposto anche dalla Direttiva 51/2013, nel seguito descritto:

- A) fase conoscitiva o di screening: per tutti i punti di controllo si determinano l'attività alfa e beta totali e le si confrontano con i rispettivi valori di parametro, facendo ricorso se necessario alla valutazione dell'attività beta residua;
- B) fase di approfondimento: in caso di superamento di uno o entrambi i livelli, si procede con le misure di approfondimento mediante determinazione dei radionuclidi effettivamente presenti identificati attraverso le conoscenze disponibili.

Considerate quindi le specificità sopra descritte è necessario ottimizzare la progettazione dei piani di monitoraggio in modo da renderli adeguati ai fini del soddisfacimento dei requisiti ed al tempo stesso sostenibili dal punto di vista delle risorse umane e strumentali disponibili nelle diverse realtà.

La tabella che segue presenta schematicamente un possibile approccio funzionale all'organizzazione della campagna ed alla valutazione dei risultati.

Tabella 8 | Sintesi delle indicazioni per la realizzazione del monitoraggio radiometrico delle acque potabili

Pianificazione delle misure	<p>Quanti comuni ci sono nella tua regione? Verifica in quanti comuni risiede il 50% della popolazione e compila un elenco. Individua anche le situazioni in cui esistono fonti di pressione specifiche.</p> <p>Quanti acquedotti/gestori servono i comuni di cui sopra? Verifica l'elenco dei gestori (ad esempio quello fornito da Federutility o altro, se disponibile presso l'ARPA/ Regione) e cerca di ricostruire l'elenco degli acquedotti (che non coincidono necessariamente con il numero di gestori).</p> <p>Analizza la rete di distribuzione di ogni acquedotto e valuta come scegliere punti di controllo rappresentativi (utilizzando se possibile il criterio delle zone di approvvigionamento-monitoraggio). Effettua i controlli a valle di tutti i trattamenti e di eventuali miscele, al punto di erogazione di rete.</p> <p>Pianifica i controlli inserendo per cominciare la misura dell'attività alfa e beta totale. Se vuoi utilizzare la spettrometria gamma considera attentamente i limiti della tecnica. Inserisci i controlli sul trizio solo se è presente una specifica fonte di pressione (impianti nucleari o altro). Pianifica (se non hai conoscenze preesistenti sui livelli di radon all'erogazione di rete) anche i controlli sul Rn-222 tenendo presente che le modalità di prelievo sono specifiche e particolarmente critiche.</p> <p>Valuta la numerosità dei controlli rispetto alle tue potenzialità analitiche: seleziona le priorità di analisi in base alla demografia (controlla prima l'acqua utilizzata da più persone) e alla criticità della risorsa (controlla prima l'acqua sottoposta a fonti di pressione specifiche).</p>
Valutazione dei risultati	<p>Confronta i risultati delle analisi con i valori di parametro: 0,1 Bq/L per l'alfa totale, 1 Bq/L per il beta totale (0,5 Bq/L secondo il D. L.vo 28/2016), 100 Bq/L sia per il Rn-222 che per il trizio. Ricordati che per l'attività beta totale hai la garanzia del rispetto del criterio di dose solo se confronti l'attività beta residua - beta totale meno il contributo del K-40 - con il valore di 0,2 Bq/L (concentrazione derivata per Ra-228 e Pb-210).</p> <p>Se hai osservato superamenti pianifica la ripetizione delle misure di screening e la misura dei singoli radionuclidi cominciando, in assenza di fonti di pressione specifiche, dagli isotopi dell'uranio e del radio.</p> <p>Se le analisi di screening sono state effettuate mediante spettrometria gamma confronta gli esiti con le concentrazioni derivate per gli isotopi dell'uranio e del radio (sempre in assenza di specifiche fonti di pressione). L'analisi gamma non restituisce informazioni utili rispetto a Pb-210 e Po-210 la cui presenza in quantità significative è generalmente limitata ma non si può escludere.</p> <p>Se i superamenti sono confermati per un anno valuta con le autorità competenti la necessità di adottare contromisure.</p>
Approfondimento delle conoscenze e caratterizzazione degli acquiferi	<p>E' importante conoscere l'origine e la natura della risorsa idrica sia per evidenziare eventuali criticità rispetto all'inquinamento antropico che per determinare la composizione radiometrica prevalente rispetto ai radionuclidi naturali.</p> <p>Se le acque sono di origine superficiale avrai una maggiore potenziale esposizione all'inquinamento antropico (inclusi eventuali fallout radioattivi); il contenuto di radon-222 sarà invece presumibilmente trascurabile.</p> <p>Se le acque sono di origine sotterranea la situazione della risorsa idrica può essere molto complessa: considera che possono essere presenti più falde distinte e sovrapposte che dovrebbero essere caratterizzate distintamente, il contenuto di radioattività naturale può essere molto diverso. In caso di miscelazione (che può variare in funzione delle esigenze di gestione) ciò può comportare variazioni nel contenuto di radioattività dell'acqua erogata alla rete.</p> <p>Ricorda che la geologia del territorio non ha legami diretti con la radioattività delle acque (se si esclude, in qualche misura, il radon-222): usa con cautela i dati di questo tipo per identificare zone 'a rischio'. Ricorda però di effettuare, almeno a campione, analisi di Pb-210 e Po-210 almeno nelle acque con elevate concentrazioni di radon-222.</p> <p>Nemmeno le caratteristiche chimiche delle acque sono correlate in modo univoco e generalizzabile al loro contenuto di radioattività.</p> <p>Quando hai ricostruito, almeno in parte, la composizione radiologica delle tue acque (misura dei singoli radionuclidi) analizza i risultati ottenuti per individuare, in modo empirico, aree con acque radiologicamente 'simili'. Utilizza queste informazioni per concentrare i monitoraggi successivi nelle zone più 'a rischio'.</p>

CONCLUSIONI

Il recepimento della Direttiva 51/2013 in Italia ha reso obbligatorio il controllo della radioattività nelle acque potabili, sia da parte pubblica che da parte dei gestori dei servizi idrici.

Le informazioni preesistenti sul contenuto di radioattività delle acque potabili in Italia sono frammentarie e per lo più limitate ai radionuclidi di origine artificiale; è da determinare invece il contenuto in termini di radioattività naturale, sia in termini complessivi (attività alfa e beta totale) che in relazione alla identificazione dei radionuclidi prevalenti (di norma isotopi dell'uranio e del radio, in percentuale relativa da determinare). L'estensione della risorsa idrica e l'onerosità delle determinazioni radiochimiche rendono impossibile una replica tout-court dei piani di monitoraggio già in essere per i parametri chimici e biologici; l'esperienza sin qui condotta ha anche evidenziato l'assenza di correlazioni significative tra composizione chimica dell'acqua, caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero e contenuto di radioattività, rendendo impossibile estrapolare dalle caratteristiche note delle acque una qualsiasi indicazione di tipo radiometrico.

Le misure devono essere effettuate in regime di garanzia di qualità, certamente acclarato in laboratori accreditati ai sensi della norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025.

La complessità del problema, in relazione anche alla limitatezza delle risorse disponibili sul territorio nazionale nel campo della radiochimica, rende necessaria l'attuazione all'interno del sistema delle Agenzie per l'Ambiente di forme di sinergia che consentano un proficuo scambio di esperienze e l'ottimizzazione nella gestione delle risorse disponibili.

RINGRAZIAMENTI

Le Linee guida ISPRA-ARPA (ISPRA 2014) più volte richiamate sono state redatte da un gruppo di lavoro cui hanno partecipato, in particolare, i colleghi di seguito elencati che desidero ringraziare singolarmente per il contributo dato all'attività comune, che costituisce parte importante di questo lavoro:

Maurizio Forte, Daniela Lunesu – ARPA Lombardia

Michele Epifani – ARPA Basilicata

Cinzia Terzoni – ARPA Emilia Romagna

Giorgio Evangelisti – ARPA Lazio

Ilaria Peroni, Maria Nicoletta Vicenzi – ARPA Toscana

BIBLIOGRAFIA

- [1] CE 1998. Direttiva 98/83/CE del Consiglio del 3 novembre 1998 concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano; G.U. delle Comunità Europee L 330, 5 dicembre 1998
- [2] CE 2013. Direttiva 2013/51/Euratom del Consiglio del 22 ottobre 2013 che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano; G.U. dell'Unione Europea L 296, 7 novembre 2013
- [3] D. L.vo 2001. Decreto legislativo 2 febbraio 2001, n. 31 "Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alle acque destinate al consumo umano"; Supplemento ordinario n. 41 alla G.U. n. 52 del 3 marzo 2001
- [4] D. L.vo 2016. Decreto legislativo 15 febbraio 2016, n. 28. "Attuazione della direttiva 2013/51/EURATOM del Consiglio, del 22 ottobre 2013, che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano"; G.U. n. 55 del 7 marzo 2016
- [5] ISPRA, 2014. "Linee guida per la pianificazione delle campagne di misura della radioattività nelle acque potabili" <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/radioattivita-ambientale/controllo-della-radioattivita-ambientale/rete-resorad>
- [6] Rusconi, 2015. R. Rusconi, M. Forte, M. Epifani "Linee guida per il monitoraggio della radioattività nelle acque potabili". Atti del XXXVI Congresso Nazionale di Radioprotezione



La mappatura radiometrica dell'ecosistema provinciale cosentino attraverso varie matrici ambientali: organi vari di cinghiale, miele, terreno, ghiande e castagne. Attività progettuali, risultati della seconda annualità di studio e analisi dei modelli previsionali di trasferimento del ^{137}Cs nei comparti ambientali. (2014 / 2015 / Marzo 2016)

Ing. G. Durante*, Dott.ssa R. Trozzo*, Dott. S. Stancati**

*Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Regione Calabria - Servizio Laboratorio Fisico Dipartimento di Cosenza

**Azienda Sanitaria Provinciale di Cosenza – Area Igiene degli Alimenti di Origine Animale

INTRODUZIONE AL PROGETTO

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 Regione Calabria, Servizio Laboratorio Fisico del Dipartimento di Cosenza, diretto dalla Dr.ssa R. Trozzo, e l'Azienda Sanitaria Provinciale di CS, nasce ai fini della conoscenza delle condizioni relative all'inquinamento radioattivo del territorio di riferimento.

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 ed 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.

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.

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, ANALISI DEI CAMPIONI E RISULTATI OTTENUTI

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, coordinate dal Dott. S. Stancati, dirigente veterinario dell'Area Igiene degli Alimenti di Origine Animale, 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 pastorazione 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%). 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.

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, Papasidero, 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

Percentuale di campioni contaminati da Cs-137

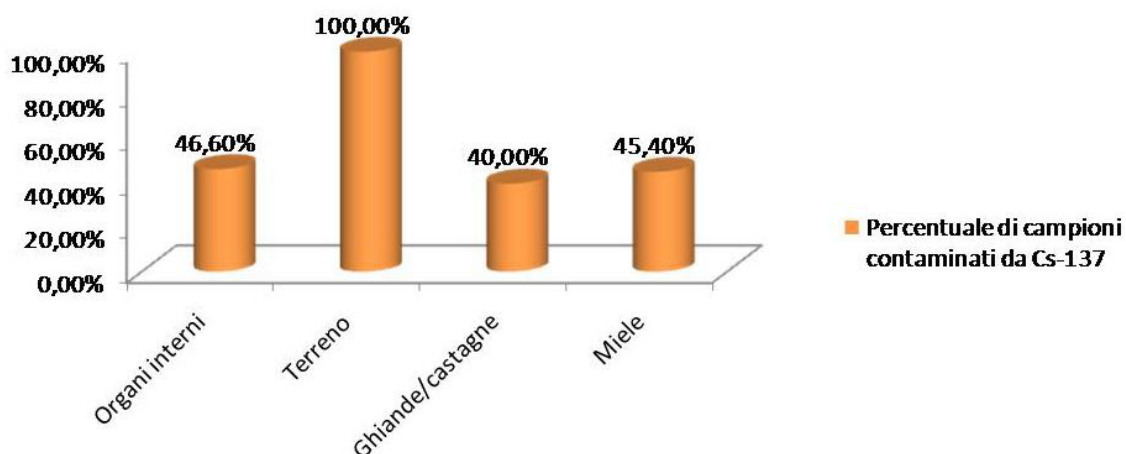


Grafico 1 | Percentuale di ^{137}Cs nei campioni analizzati

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

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

Matrice	Concentrazione di attività del Cs-137 (Bq/kg)	2σ
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

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

Matrice: organi vari di cinghiale

L'illustrazione seguente mostra l'andamento del ^{137}Cs nei campioni di organi vari di cinghiale

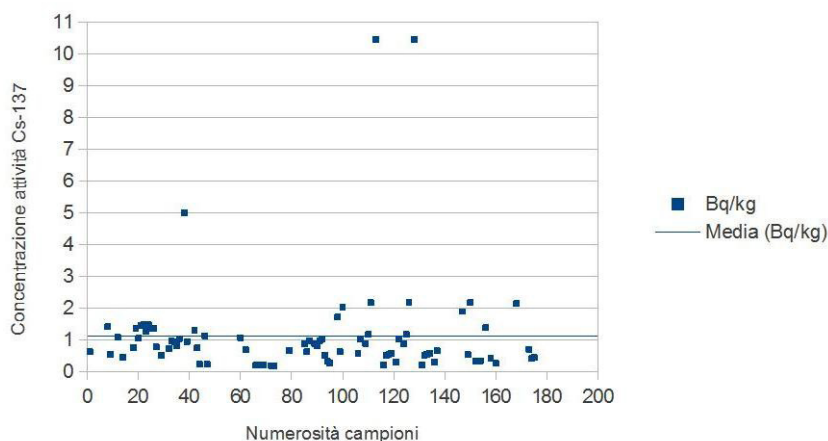


Grafico 2 | Valori di concentrazione di attività del ^{137}Cs nei campioni di carne di cinghiale analizzati – Dispersione attorno al valore medio

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

	Valori medi di concentrazione di attività del ¹³⁷ Cs nella carne di cinghiale calcolati dai dati inseriti nella rete di monitoraggio nazionale RESORAD – Piano ¹³⁷ Cs – Cinghiali – Campagna 2012/2013/2014		
Valori medi di concentrazione di attività del ¹³⁷ Cs nella Regione Calabria negli organi vari di cinghiale (Piano di 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

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

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 esplicitata nel grafico successivo.

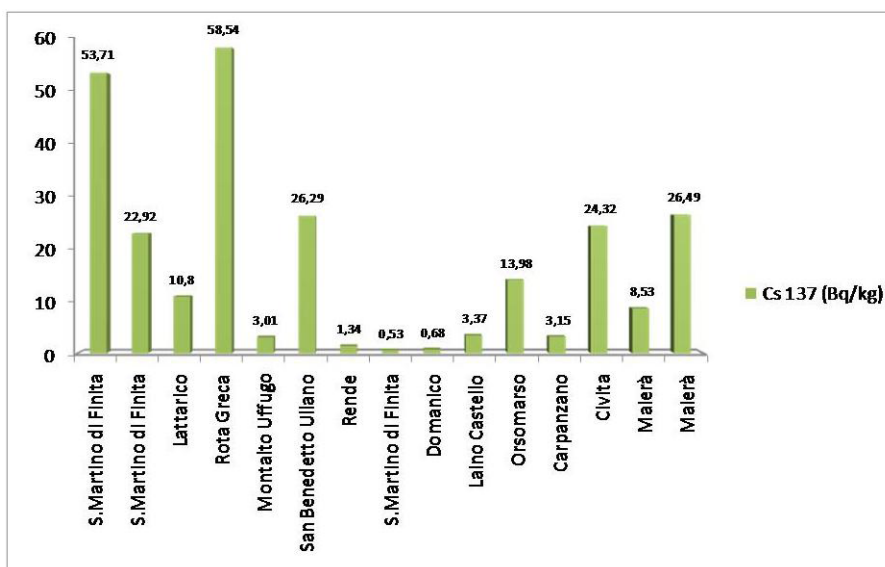


Grafico 3 | Concentrazione di attività di ¹³⁷Cs nei terreni

Matrice: ghiande, castagne e miele

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

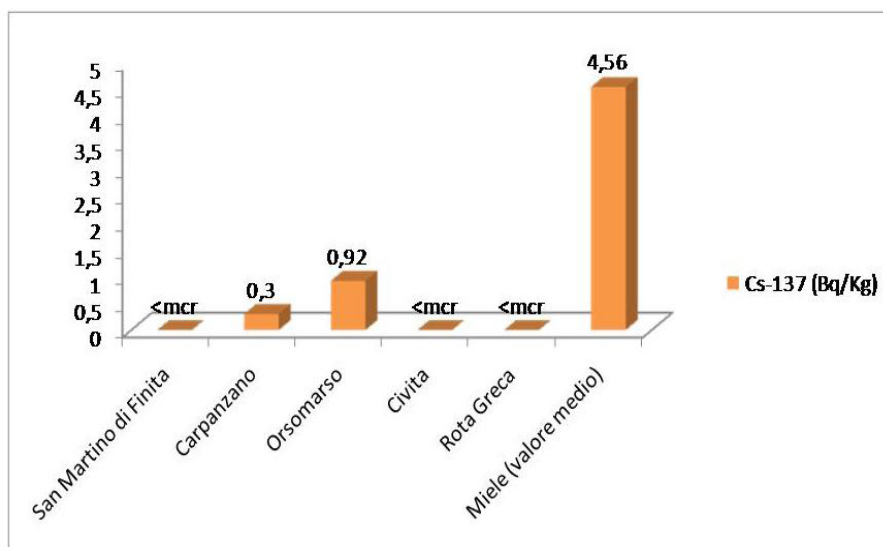


Grafico 4 | Concentrazione di attività di ^{137}Cs nelle ghiande, nelle castagne e nel miele

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 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 illustrazione n. 2

Il primo modello a cui si fa riferimento [2] prevede la possibilità, attraverso la parametrizzazione di alcuni coefficienti, di simulare il passaggio del radionuclide secondo il seguente schema⁵:

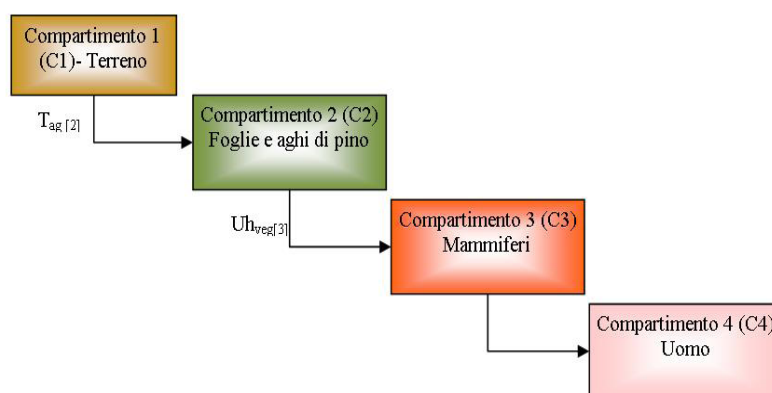


Grafico 5 | Migrazione compartimentale del ^{137}Cs

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 $T_{ag} = 9,1 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$.

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

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 la concentrazione di attività di ^{137}Cs nelle foglie⁶:

$$C_{^{137}\text{Cs}} = (9,1 \cdot 10^{-3} \text{m}^2/\text{kg}) \cdot (1 \text{kg}) \cdot (1,12 \text{ Bq/kg}) \cdot (1/1 \text{m}^2) = 0,01 \text{Bq/kg}$$

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 $U_{h_{\text{veg}}}$ [3]:

$$U_{h_{\text{veg}}} = (\text{FMI}_H / M_H) \cdot A_{\text{veg}} \cdot f_{IH}$$

con:

- FMI_H = materia fresca che ingerisce l'erbivoro al giorno [kg/giorni]. Definito come 2(kg/giorno)⁷;
- M_H = massa del mammifero erbivoro. Nel nostro caso i cinghiali sono stati valutati di peso medio di 60 kg;
- 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:

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

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

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

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 ambientali⁸ 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.

E' 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.

6 E' 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 (Sus scrofa Linnaeus, 1758) NEI DINTORNI DI TRIESTE: DIETA E INCURSIONE IN AREE ANTROPICHE- Fabrizio Palombieri. Trieste: [s.n.], 2014.

8 Atmosfera, foglie, alberi, terreno, ecc.

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 concentrazione 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:

$$T_{1/2eff} = \frac{t_{1/2fis} \cdot t_{1/2eco}}{t_{1/2fis} + t_{1/2eco}}$$

Con questo 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:

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

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 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 ad 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.

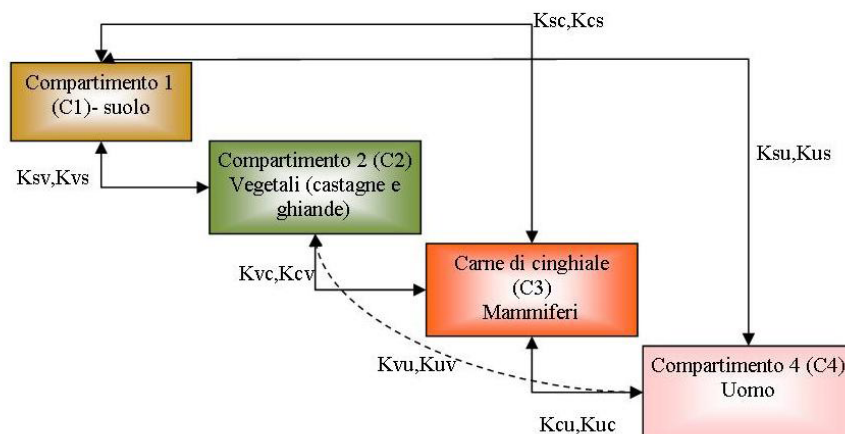


Grafico 6 | compartimenti ambientali e coefficienti di correlazione fra compartimenti nel nostro particolare caso

Nel nostro caso particolare abbiamo 4 comparti: Suolo, Vegetali, Carne e Uomo (si veda Fig. 8) e 12 possibili coefficienti K_{ij} :

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

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:

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

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 ed ingestione [7]:

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

9 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."

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 $5\mu m$; inoltre è stato ipotizzato un rateo di respirazione di $1,2 m^3/h$.

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 i seguenti:

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

[*] Da Tab 1, ALL IV, D.Lgs 230/95 e succ.m.e.i.: Coefficienti di dose efficace impegnata per ingestione per individui della popolazione per il Cs-137

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

Dose efficace impegnata per unità di introduzione del $^{137}Cs =$

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

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

La dose collettiva efficace impegnata in un anno è perciò:

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

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 $10 \mu Sv$ all'anno;

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

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

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

e

$$0,16\text{mSv}\cdot\text{persona} \ll 1\text{Sv}\cdot\text{persona}$$

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 radionuclide, ormai ubiquitario nell'ambiente a causa degli incidenti nucleari che si sono succeduti nel tempo (Chernobyl, Fukushima, ecc.) 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 i seguenti:

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

[*] Da Tab 1, ALL IV, D.Lgs 230/95 e succ. m. e i.: Coefficienti di dose efficace impegnata per ingestione per individui della popolazione per il Cs-137

Tabella 4 | Dati per il calcolo della dose efficace per ingestione del miele

Dose efficace impegnata per unità di introduzione del ^{137}Cs =

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

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

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

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

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 inalazione 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.

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

Valore di concentrazione medio di Cs-137 rilevato nel terreno	(17,18±1,00) Bq/kg
Valore di concentrazione delle polveri sottili (caso ambiente estremamente polveroso) per unità di volume	5mg/m ³
Ore annue impegnate nelle attività a contatto con il radionuclide	160 h/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.Lgs1 230/95 e succ.m.e i.: Coefficienti di dose efficace impegnata per inalazione per individui della popolazione per il Cs-137

Quindi:

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

$$0,14\text{nSv/anno} \ll 10 \mu\text{Sv/anno (a)}$$

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:

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

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:

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

Inoltre

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

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:

\bar{D} = media della concentrazione di attività nell'area di interesse;

N_i = numero dei 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.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano per la preziosa collaborazione:

L'Ing. F. Fullone, operatore ARPACal. Il Dott. Pietramala, Direttore UOC Igiene degli Alimenti di Origine Animale ASP di Cosenza. I referenti territoriali di progetto dell'ASP di Cs: Dott. G. Mazzei, Dott.ssa M. F. Accattato, Dott. A. Chiaromonte, Dott. F. P. Pancaro, Dott. E. Palma, Dott. G. Pascale, Dott. G. Bruno, Dott. R.T ramonti, Dott. M. Crea. Dott. Francesco Rotondaro, Responsabile del piano di controllo del cinghiale per il Parco del Pollino

BIBLIOGRAFIA

- [1] Bollettino AIRP Anno XL Volume 172 n. 3, 6 - dicembre 2013, Il ^{137}Cs in ambiente: fonti e modelli di trasferimento nella biosfera, Mauro Magnoni
- [2] Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to humans in terrestrial and freshwater environments – IAEA 2008
- [3] Modelling Radiation Exposure and Radionuclide Transfer for Non-human Species – IAEA 2007
- [4] ANPA, SEMINAT – Long Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling, Final Report 1996-1999. Serie Stato dell'Ambiente 10/2000.
- [5] Lettner H., Hubmer A., Bossew P., Strebl F., Effective and Ecological half-lives in cow's milk in alpine agriculture, Radiat Environmental Biophysics, 48: 47-56 (2009).
- [6] IAEA, Modelling the migration and accumulation of radionuclides on forest ecosystems, IAEABIOMASS-1, August 2002.
- [7] Decreto Legislativo n. 230/95 e s. m. i.
- [8] Task 01.01.06, Valutazione della dose alla popolazione – convenzioni tra ISPRA, ARPA, APPA, ENEA IMRI, CRI, ISS nell'ambito della convenzione del 29/12/2006 MATTM-ISPRA avente per oggetto "Supporto tecnico alla DSA all'elaborazione di linee guida ed indirizzi metodologici", linea di attività "Prevenzione dei rischi dell'esposizione a radiazioni ionizzanti", Tematica "Implementazione di un sistema nazionale di monitoraggio della radioattività ambientale".

Misure di radioattività ambientale a Palermo: analisi statistica delle concentrazioni in aria di ^7Be e ^{210}Pb

S. Basile, R. Burlon, E. Tomarchio

Università degli Studi di Palermo, Dipartimento Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici (DEIM), Viale delle Scienze, Edificio 6, 90128 –Palermo (Italy), e-mail:elio.tomarchio@unipa.it

INTRODUZIONE

Presso il Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici (DEIM), già Dipartimento di Ingegneria Nucleare (DIN) dell'Università di Palermo, è operativa una stazione di monitoraggio della radioattività ambientale [1], estensivamente utilizzata negli anni che vanno dal 1982 al 2005 per quanto riguarda il monitoraggio del particolato atmosferico, essendo dotata di un aspiratore di elevato volume e un misuratore di precisione di portata a turbina della Flow Technologies, con possibilità di acquisizione dei dati sulla portata tramite controllo remoto [2-33].

L'impiego di questa stazione, insieme ai più moderni sistemi di spettrometria gamma con rivelatori tipo HPGe (High Purity Germanium), anche di tipo "basso fondo", hanno consentito di avere livelli di Minima Attività Rivelabile (MAR) abbastanza ridotti (dell'ordine di $2\div 5$ microBq/m³ per il ^{137}Cs). Tale sensibilità e l'elevato volume aspirato permettono anche di adottare brevi tempi di campionamento e di misura, un aspetto che può essere molto importante in una situazione di emergenza, come già sperimentato durante il periodo immediatamente successivo l'incidente di Chernobyl, ma che risulta ancora utile in studi riguardanti la misura delle concentrazioni dei figli del Radon in aria [6].

L'utilizzo di tale stazione ha consentito di poter studiare le variazioni delle concentrazioni in aria di un rilevante numero di radionuclidi di origine artificiale in seguito ai fatti di Chernobyl e di individuare anche conseguenze di incidenti anche in diverse zone del pianeta, come per esempio l'incidente di Algeciras (Spagna, 1998, [27]) e quello recente di Fukushima (Giappone, 2011, [26]). L'elevata sensibilità dei sistemi di misura e il grande volume d'aria aspirata consentono di rilevare bassissime concentrazioni, potendosi affermare che quelle associate all'emissione di Algeciras potevano essere determinate con sufficiente accuratezza solo con tale combinazione [27]. Negli anni più recenti sono stati condotti alcuni studi per migliorare le prestazioni della stazione di prelievo [34,35] e si è proceduto alla progettazione di una nuova stazione completamente automatica in grado di effettuare prelievi e procedere alla misura spettrometrica del tutto autonomamente fino alla registrazione dei dati di concentrazione [36].

Nel periodo che va dal 1982 al 2005 sono stati rilevati anche concentrazioni in aria di due radionuclidi naturali, per l'intero periodo il ^7Be mentre nel periodo 1995-2005 il ^{210}Pb .

Il Berillio-7 e il Piombo-210 sono traccianti radioattivi di uso comune per lo studio del trasporto e dei processi di miscelamento in aria. Il ^7Be ($T_{1/2} = 53,29$ giorni) è un radionuclide naturale prodotto dalle interazioni di spallazione dei raggi cosmici con l'azoto e l'ossigeno contenuto negli strati più alti dell'atmosfera. Una volta prodotto si va miscelando e depositando via via fino a raggiungere gli strati dell'atmosfera terrestre più vicini al terreno.

Il ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ anni) è un prodotto di decadimento del ^{222}Rn , gas radioattivo originato dal decadimento del ^{226}Ra (serie radioattiva dell' ^{238}U), emanato dalle rocce, dai suoli, dai materiali di costruzione degli edifici. Una volta prodotto in atmosfera, il ^{210}Pb viene rapidamente fissato da particelle di aerosol della dimensione sub-micrometrica con cui ha una particolare affinità. Poiché il tempo di dimezzamento è molto più lungo del tempo di residenza dell'aerosol, è particolarmente utile per studiare il trasporto su ampie distanze e i processi di rimozione del particolato dall'atmosfera. A causa della loro differente origine, il ^7Be e il ^{210}Pb possono essere molto utili per differenziare le sorgenti di masse d'aria che raggiungono un determinato punto di osservazione.

In questo lavoro sono presi in considerazione gli andamenti delle concentrazioni in aria di ^7Be e, per un più limitato periodo di tempo di ^{210}Pb , e si è proceduto ad una analisi statistica dei dati, prendendo in esame le serie temporali (integrandole per i dati mancanti) dei valori medi mensili e settimanali al fine di operare confronti omogenei con dati disponibili di altre zone geografiche. Sono state studiate le correlazioni fra le

serie di dati per i due radionuclidi ed è stata effettuata l'analisi in frequenza al fine di evidenziare ciclicità stagionali. Le analisi effettuate mostrano l'importanza dei processi di trasporto in atmosfera e l'influenza dei parametri meteo-climatici (in particolare temperatura e piovosità) nel determinare le concentrazioni in aria dei suddetti radionuclidi.

PRELIEVO E MISURA DEI CAMPIONI DI PARTICOLATO ATMOSFERICO

La stazione di prelievo è ubicata sul tetto-terrazza dell'edificio del Dipartimento, a circa 20 m di altezza dal livello stradale [1,21]. Le attrezzature principali sono due aspiratori, di cui uno di grande portata (Fig. 1) di tipo centrifugo della Marelli con motore da 3,2 kW collocato su un supporto stabile insieme alle sezioni di presa scorrevoli su guide. L'area del filtro (45cm x 45cm) è stata scelta in modo da ottenere, tra l'altro, una elevata efficienza di raccolta del pulviscolo che, come è noto, dipende dalla velocità di filtrazione. Il volume di aria aspirato è misurato con precisione da una turbina della Flow Technologies, dotata di dispositivo magnetico. Il periodo di aspirazione per tutti i campioni è stato di 14 h, dalle ore 18 fino alle ore 8 del giorno successivo. Il volume di aria filtrata è tipicamente tra 10.000 e 12.000 m³ per prelievo.

Il filtro di cellulosa, al termine dell'aspirazione, viene spruzzato con un fissativo, piegato, pressato fino ad ottenere un pacchetto di dimensione 6cm x 6cm x 0,7cm (denominato "packet-sample") che poi viene misurato tramite spettrometria gamma con rivelatori HPGe. Se la misura viene realizzata entro breve tempo dalla fine aspirazione si possono evidenziare manifestazioni dei prodotti a breve vita presenti su filtro, la cui attività è rapidamente variabile nel corso delle misure, per cui si devono adottare tecniche particolari di misura per la loro quantificazione. Se invece, come solitamente avviene per non introdurre errori dovuti al tempo morto, è realizzata dopo almeno 5 giorni di attesa per far decadere tutti i prodotti del radon e del toron a breve vita, si possono evidenziare radionuclidi con vita media più lunga come il ⁷Be e il ²¹⁰Pb, anche se quest'ultima misura deve essere effettuata, per una buona precisione statistica delle determinazioni, con strumentazione adatta per rilevare la bassa energia di emissione.

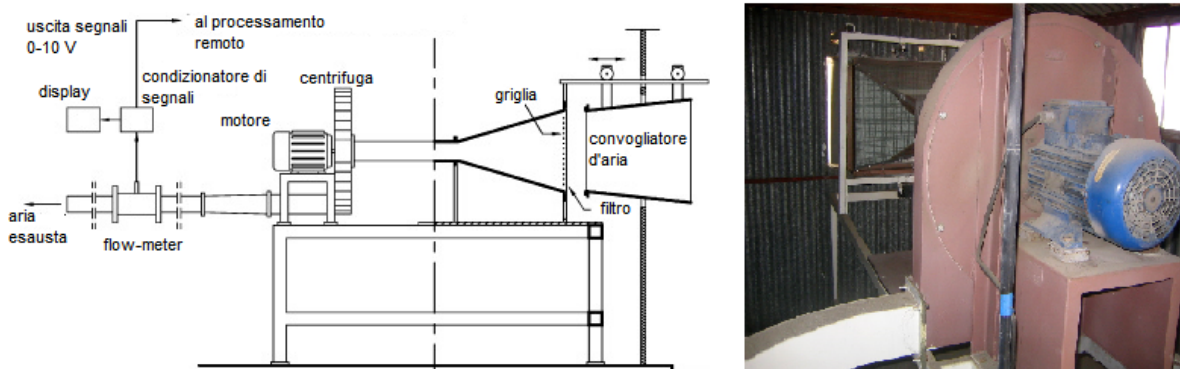


Figura 1 | Schema del sistema di aspirazione e fotografia dell'interno della struttura di protezione in cui è alloggiato.

I sistemi spettrometrici con rivelatori tipo HPGe adoperati sono stati principalmente tre, con particolare riferimento ai prelievi degli ultimi anni qui riportati. Per il ⁷Be è stato estensivamente impiegato un rivelatore ORTEC GEM 18180 con efficienza relativa 18%, 2 keV FWHM a 1332 keV. Per il ²¹⁰Pb, sono stati utilizzati due sistemi basati il primo su un rivelatore HPGe ORTEC LEPS (Low Energy Photon Spectrometer) con un diametro attivo di 16 mm e 7 mm di spessore, risoluzione in energia (FWHM) di 240 eV a 5.9 keV e 530 eV a 122 keV. Il rivelatore è posto all'interno di una schermatura costituita da piombo e ferro, rivestita internamente con rame OFHC (oxygen-free, high-conductivity) di 2 cm di spessore a sua volta ricoperto con 1 cm di polietilene per eliminare la fluorescenza. La cavità di misura è di 1.6 L. Gli ultimi campioni sono stati misurati con un rivelatore GLP Series Planar LEPS, 1000 mm² di area attiva e 7 mm di spessore, finestra di berillio spessore 0,254 mm. La risoluzione in energia (FWHM) è 440 eV a 5.9 keV e 620 eV a 122 keV.

Ad ogni rivelatore è associata una catena spettrometrica costituita da un Amplificatore ORTEC 672 e un Multichannel Buffer ORTEC 919E EtherNIM connesso alla rete Ethernet del Dipartimento in modo da poter essere controllata e comandata in ambienti remoti. Le efficienze per la particolare forma del campione sono state determinate sperimentalmente come descritto in [30].

In tutti i campioni misurati i valori delle aree dei fotopicchi sia per il ⁷Be che per il ²¹⁰Pb sono risultate sempre molto più elevate in valore rispetto ai corrispettivi limiti di rivelazione (e quindi del MAR) per i

sistemi spettrometrici impiegati. Ciò, in particolare per il ^{210}Pb , è dovuto all'elevato volume di aria aspirato (circa $12,000\text{ m}^3$ in 14 h) e all'impiego dei rivelatori LEPS, particolarmente adatti alla misura delle radiazioni gamma di $45,6\text{ keV}$ del ^{210}Pb .

La misura spettrometrica dei campioni consente di avere il dato della concentrazione in aria dei radionuclidi identificati nello spettro corretto per decadimento alla fine aspirazione. Risulta ovvio che il valore rappresenta comunque un valore medio relativo all'intero periodo di filtrazione per i radionuclidi a vita media più lunga. Per quelli a vita media più breve, anche supponendo che la concentrazione in aria si mantenga costante nel periodo di aspirazione, occorre applicare le equazioni di equilibrio tra prodotti della stessa serie radioattiva per derivare una stima della concentrazione in aria a partire dall'attività misurata sul campione. Gli andamenti delle concentrazioni giornaliere di ^7Be e ^{210}Pb sono riportati in diversi lavori [2-5, 9, 19-22, 24, 25, 27, 31-33] cui si fa riferimento per i dati puntuali.

ANALISI STATISTICA DEI DATI

Allo scopo di avere informazioni sulla influenza nelle concentrazioni di alcuni parametri ambientali o di fenomeni macroscopici atmosferici, si è effettuata una analisi statistica della serie di dati, per il ^7Be abbastanza lunga dal 1982 al 2004, mentre per il ^{210}Pb limitata agli anni 1995-2005 [37-40]. Poiché i dati di concentrazione giornaliera non sono distribuiti lungo l'intero arco dell'anno, ma risultano non effettuati prelievi nei giorni festivi e nei periodi di ferie, al fine di uniformare i dati si sono presi in considerazione, quando ritenuto necessario, dati aggregati su base settimanale e/o mensile.

Un primo studio ha riguardato le distribuzioni delle concentrazioni giornaliere di ^7Be , ^{210}Pb . In Fig. 2 sono mostrate le distribuzioni per le attività specifiche giornaliere del ^7Be e del ^{210}Pb . Si nota che la distribuzione del ^7Be nel lungo periodo ma anche quella del ^{210}Pb nel più breve periodo sono di tipo log-normale.

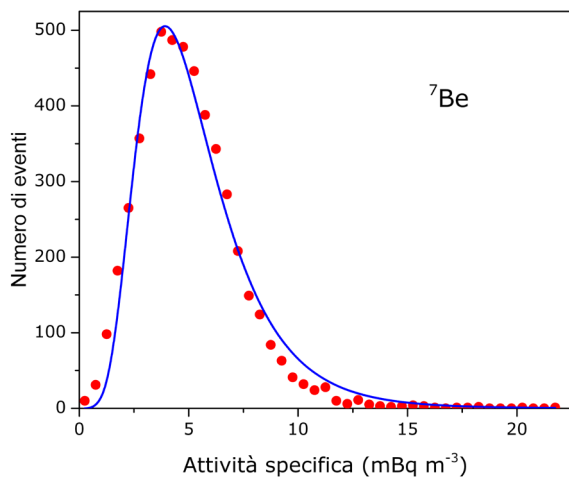


Figura 2a | Distribuzione dei valori misurati per l'attività specifica del ^7Be in mBq m^{-3} (punti) e relativo fitting (linea) con una distribuzione log-normale ($R^2 = 0.987$).

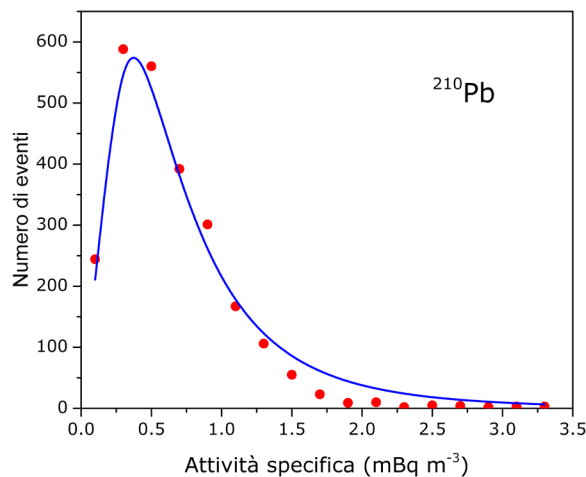


Figura 2b | Distribuzione dei valori misurati per l'attività specifica del ^{210}Pb in mBq m^{-3} (punti) e relativo fitting (linea) con una distribuzione lognormale ($R^2 = 0.989$).

In Fig. 3 sono dati i valori medi per i diversi mesi dell'anno (mediati nel periodo analizzato) mentre in Fig. 4 sono mostrati i risultati dell'analisi spettrale della serie temporale delle medie mensili per i due radionuclidi. Entrambi evidenziano un picco principale corrispondente ad un periodo di 12 mesi (il valore di frequenza in ascissa è determinato come $2\pi/T$, con T in mesi). La serie del berillio mostra anche un picco secondario corrispondente ad un periodo di 11,5 anni, compatibile con uno dei periodi delle macchie solari. La stessa periodicità è stata evidenziata nelle concentrazioni di metalli pesanti in sedimenti prelevati nel Golfo di Palermo [41]. Per meglio evidenziare la relazione con il numero di macchie solari, in Fig. 5a sono riportate le medie mensili per il berillio-7 e il numero di macchie solari (il parametro Sun Spot Number)

nei corrispondenti mesi. Il grafico evidenzia una opposizione di fase tra le due serie. Il coefficiente di correlazione r tra le due serie è pari a circa -0,349. La significatività del coefficiente di correlazione è stata verificata sottoponendo ad un t-test la variabile

$$t = |r| \sqrt{n-2} / \sqrt{1-r^2} \approx 6.17$$

dove n indica le dimensioni della serie di dati (276 nel nostro caso). Per un α -level di 0,05 otteniamo un p-value pari a circa $2,45 \cdot 10^{-9}$ e un t_c di circa 1,97 [42]. In Fig. 5b sono invece riportate le sole medie mensili per il ^{210}Pb .

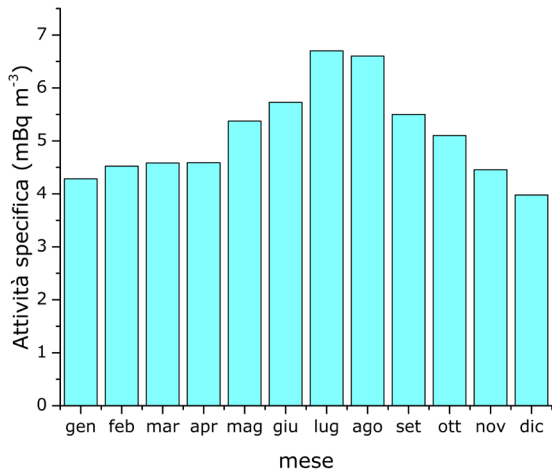


Figura 3a | Valori medi per i diversi mesi (mediati nel periodo di interesse) per l'attività specifica del ^{7}Be in mBq m^{-3} .

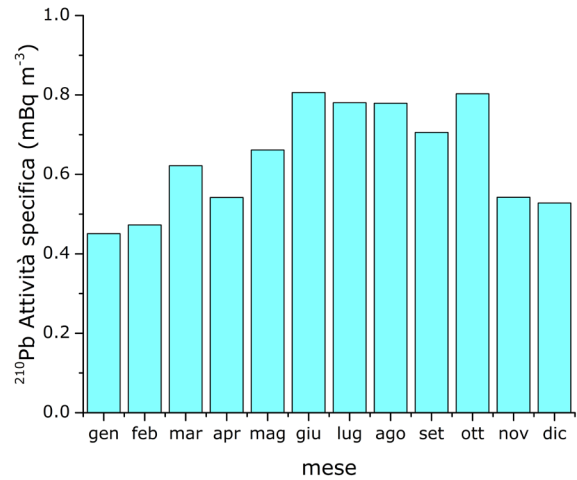


Figura 3b | Valori medi per i diversi mesi (mediati nel periodo di interesse) per l'attività specifica del ^{210}Pb in mBq m^{-3} .

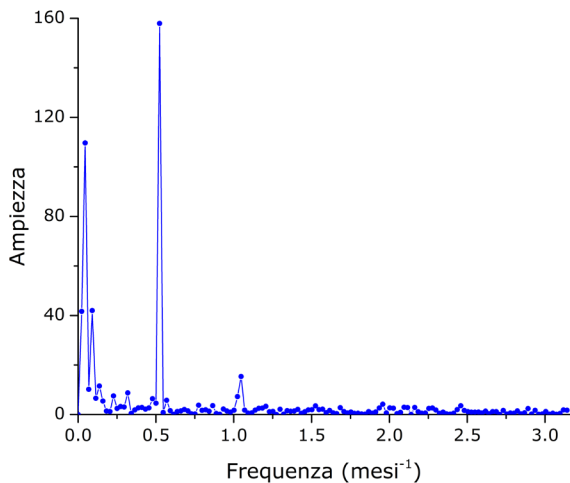


Figura 4a | Analisi spettrale dei valori medi mensili di attività specifica del ^{7}Be . Il picco principale corrisponde ad un periodo di 12 mesi. Il picco secondario corrisponde ad un periodo di 138 mesi, ovvero 11.5 anni, compatibile con il ciclo delle macchie solari.

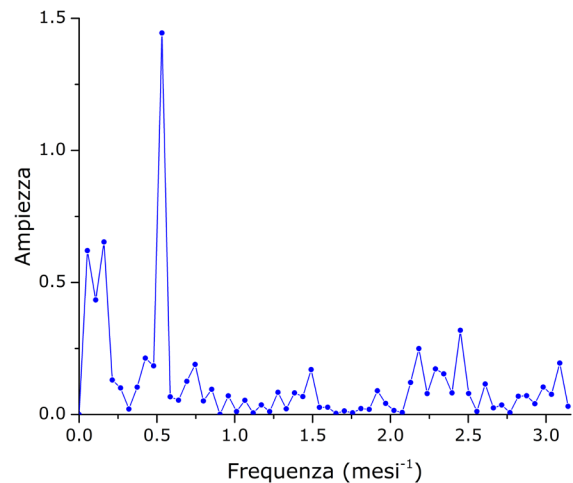


Figura 4b | Analisi spettrale dei valori medi mensili di attività specifica del ^{210}Pb . Il picco principale corrisponde ad un periodo di 12 mesi.

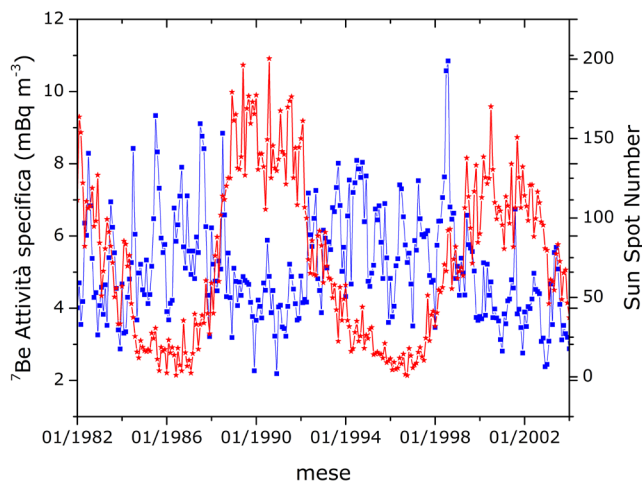


Figura 5a | Valori medi mensili per l'attività specifica del ^7Be in mBq m^{-3} (blu) e numero di macchie solari (rosso).

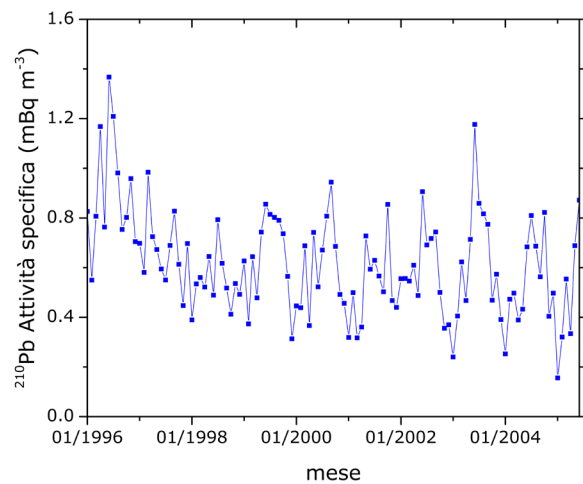


Figura 5b | Valori medi mensili per l'attività specifica del ^{210}Pb in mBq m^{-3} .

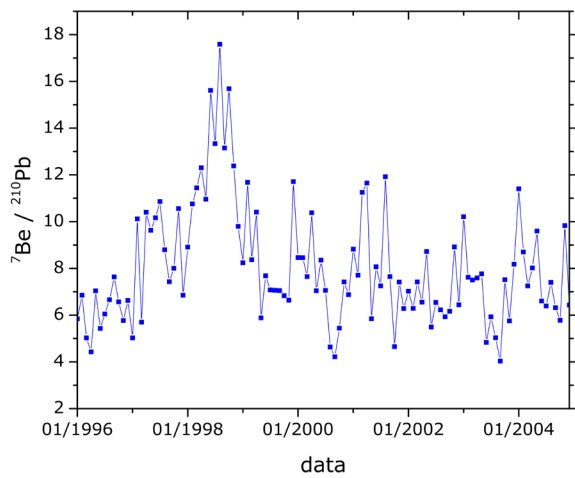


Figura 6a | Rapporto delle attività specifiche medie mensili del berillio e del piombo.

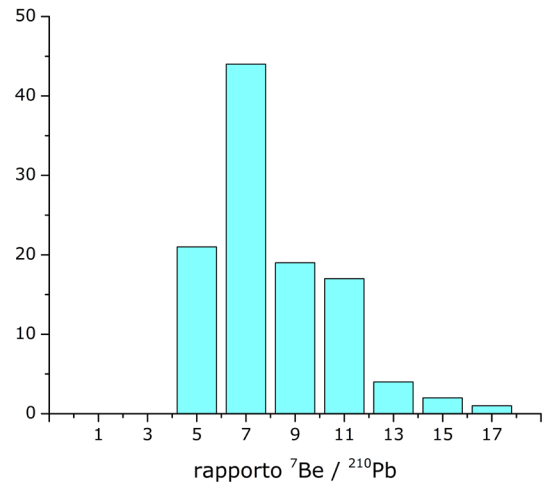


Figura 6b | Distribuzione statistica dei rapporti delle attività specifiche medie mensili del berillio e del piombo. I valori in ascissa sono i centri degli intervalli.

Si è voluto considerare – per il periodo di tempo in cui sono presenti valutazioni delle concentrazioni in aria per ambo i radionuclidi – il rapporto delle attività specifiche. In Fig. 6a è riportato il rapporto delle attività specifiche medie mensili del ^7Be e del ^{210}Pb mentre in Fig. 6b è riportata la distribuzione statistica di tali valori. Si può notare, a parte pochi valori e relativi solo a un determinato periodo, una costanza del rapporto intorno al valore 7, con un indice di correlazione tra le due attività pari a 0,455, con alto grado di significatività.

Infine si è studiata la correlazione con i parametri meteo-climatici, almeno per il periodo in cui si era in possesso di dati giornalieri e in formato elettronico. Tra i vari parametri, si è riscontrata una debole correlazione con la precipitazione (vedasi Fig. 7a per il ^7Be e Fig. 7b per il ^{210}Pb), pur potendosi valutare tale correlazione su una base mensile, ossia con la quantità totale di pioggia caduta nel mese. Come già riportato in [19,21] si ha una diminuzione delle concentrazioni all'aumentare della quantità di precipitazione mentre appare ancora più debole la correlazione con la temperatura media giornaliera (Figg. 8a e 8b). Non sia ha evidenza di correlazione con l'umidità relativa e la variazione di pressione atmosferica, mentre è stata dimostrata [19] una dipendenza dell'attività di ^{210}Pb dalla direzione del vento, sia pure riferito a un arco di tempo piuttosto ridotto.

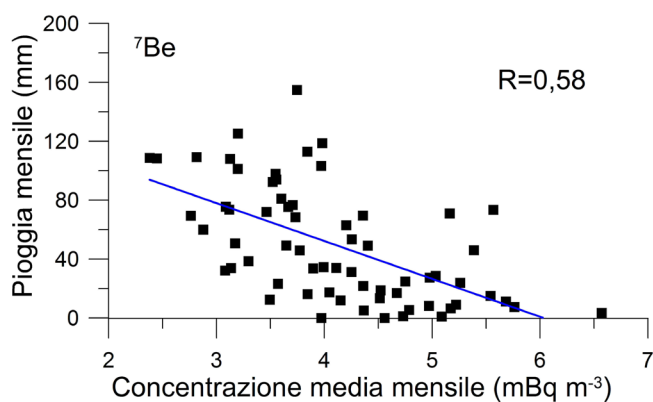


Figura 7a | Correlazione tra la concentrazione media mensile di ^7Be e la quantità di pioggia mensile.

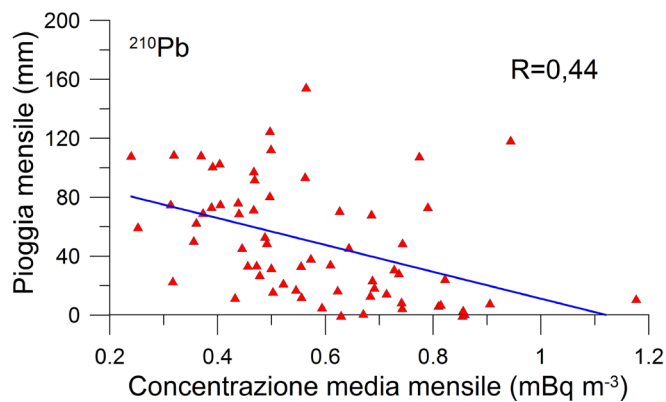


Figura 7b | Correlazione tra la concentrazione media mensile di ^{210}Pb e la quantità di pioggia mensile.

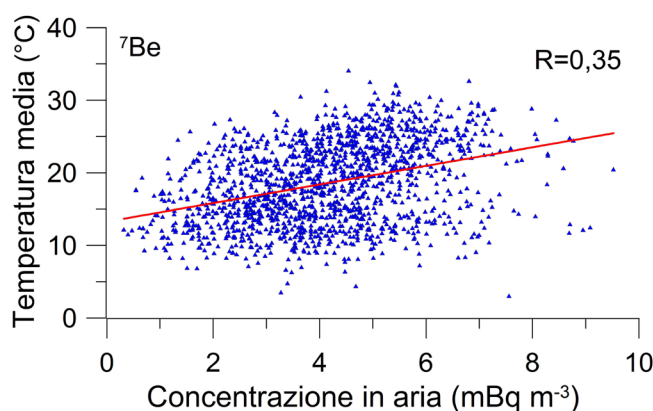


Figura 8a | Correlazione tra la concentrazione giornaliera di ^7Be e la temperatura media giornaliera (dati: 1999-2004).

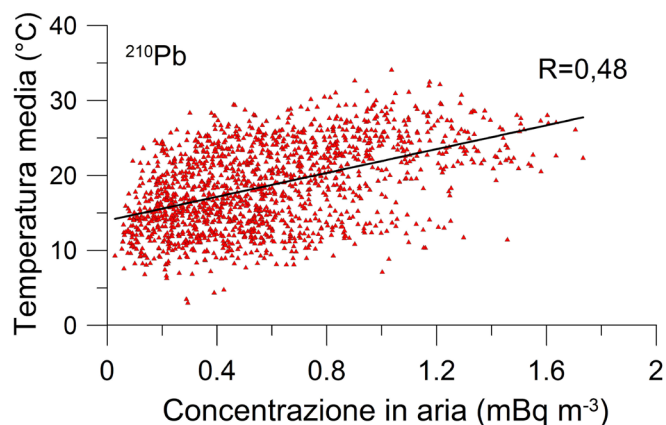


Figura 8b | Correlazione tra la concentrazione giornaliera di ^{210}Pb e la temperatura media giornaliera (dati: 1999-2004).

CONCLUSIONI

Sono state studiate le correlazioni fra le serie di dati disponibili per il ^7Be e il ^{210}Pb nel particolato atmosferico raccolto a Palermo nei periodi rispettivamente 1982-2005 e 1995-2005. E' stata effettuata l'analisi in frequenza al fine di evidenziare ciclicità stagionali. L'analisi statistica mostra per entrambi i radionuclidi una distribuzione dei valori delle concentrazioni di tipo log-normale e una distribuzione in frequenza delle concentrazioni con una periodicità annuale, che evidenzia una variabilità con il ciclo delle stagioni, mentre per il ^7Be risulta ancora evidente una correlazione con il ciclo delle macchie solari.

Le analisi effettuate mostrano l'importanza dei processi di trasporto in atmosfera e l'influenza dei parametri meteo-climatici nel determinare le concentrazioni in aria dei suddetti radionuclidi. Infatti la periodicità annuale per entrambi i radionuclidi e la quasi costanza del rapporto di attività, dimostrano che la variazione delle concentrazioni è maggiormente determinata da movimenti delle masse d'aria piuttosto che dalla loro origine. Ciò può essere di ausilio in tutte quelle attività in cui è previsto lo studio con impiego di traccianti delle evoluzioni delle masse d'aria con le diverse condizioni meteo-climatiche e in relazione ai diversi periodi dell'anno.

BIBLIOGRAFIA

- [1] G. Agelao, F.Cannizzaro, G.Greco, E.Oliveri, S. Rizzo, M.C.Spitale: "La stazione di prelievo dell'IAIN di Palermo per misure di radioattività atmosferica", Atti XXI Congresso Nazionale AIRP, Palermo, 16-19 ottobre 1979.
- [2] G. Agelao, F.Cannizzaro, G.Greco, S. Rizzo, M.C.Spitale: "Confronto delle concentrazioni in aria di ^7Be e ^{137}Cs in Palermo, ", Atti XXII Congresso Nazionale AIRP, Brescia, 23-26 giugno 1981.
- [3] G. Agelao, F.Cannizzaro, G.Greco, S. Rizzo, M.C.Spitale: "Valori delle concentrazioni in aria di ^7Be e ^{137}Cs rilevate a Palermo a partire dal 1980", Atti XXIII Congresso Nazionale AIRP, Capri, 5-8 ottobre 1983.
- [4] G. Agelao, F.Cannizzaro, G.Greco, S. Rizzo, M.C.Spitale: "Sampling and concentration measurements of ^7Be and ^{137}Cs in ground-level air at Palermo", Health Physics 47, 96 , 1984.
- [5] G. Agelao, F.Cannizzaro, G.Greco, S. Rizzo, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Rilievi ambientali in Palermo: valori delle concentrazioni in aria di ^7Be and ^{137}Cs relativi al periodo giugno 1983 - maggio 1985", Atti del XXIV Congresso Nazionale AIRP, Torino 15-18 ottobre 1985.
- [6] P. Buffa, A. Parlato, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Attività di misura delle concentrazioni di radionuclidi naturali gamma-emittenti nel particolato atmosferico a Palermo", Giornate siciliane di radioprotezione - Convegno nazionale "Radiazioni naturali: tra conoscenza e ricerca", Vulcano, 23-24 maggio 2013.
- [7] P. Buffa, A. Parlato, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Experiences of radioactivity measurement in various environmental samples", 9th CHERNE Workshop, Salamanca (Spain), 5-7 June 2013.
- [8] P. Buffa, M. Casamirra, M. Giardina, A. Parlato, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Misure spettrometriche gamma di concentrazioni radionuclidiche in campioni ambientali in situazioni di Emergenza", AIRP -Atti del XXXVI Convegno Nazionale di Radioprotezione, Palermo, 18 - 20 settembre 2013, Sessione 5 – pp.40-51, ISBN 978-88-88648-38-5.
- [9] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, S.Rizzo, M.C.Spitale, E. Tomarchio: "Un codice per la determinazione e lo studio delle concentrazioni in aria di ^7Be e ^{137}Cs ", Quaderni I.A.I.N. 1/86, 1986.
- [10] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Radionuclidi gamma-emittenti rilevati in aria a Palermo a seguito dell'incidente di Chernobyl", Atti del XXV Congresso Nazionale AIRP, Monteporzio Catone, 14-16 ottobre 1987.
- [11] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Valori delle concentrazioni in aria di radionuclidi gamma emittenti rilevati a Palermo dopo l'incidente di Chernobyl nel periodo luglio 1986 - marzo 1987", Atti del XXV Congresso Nazionale AIRP , Monteporzio Catone ,14-16 ottobre 1987.
- [12] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Rilievi sulla radioattività atmosferica a Palermo nel periodo aprile 1987 - marzo 1989", Atti del XXVI Congresso Nazionale AIRP, Verona 13-15 settembre 1989.
- [13] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Atmospheric radioactivity in Palermo following the Chernobyl accident: determination of gamma-emitting radionuclides in the air particulate by multi-spectra analysis", Quaderni D.I.N., 4/90, 1990.
- [14] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Time evolution of activity concentrations and radionuclide ratios in the air of Palermo after the Chernobyl accident", Quaderni D.I.N., 7/90, 1990.
- [15] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Determinazione di deboli concentrazioni in aria di ^{137}Cs in campioni di particolato atmosferico raccolto su filtro di carta", Atti del XXVII Congresso Nazionale AIRP, Ferrara 16-18 settembre 1991.
- [16] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Environmental Radioactivity measurements at Palermo in the period May 1986 – December 1991", Workshop on Inherently and Passive Safe Nuclear Reactors, Torino, Villa Gualino, 26-27 November 1992.
- [17] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Determination of radionuclide concentrations in the air of Palermo from the Chernobyl accident to December 1992", Nuclear Geophysics, vol. 8 No. 4, pp.373-388, 1994.
- [18] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Concentrazioni di radionuclidi artificiali rilevate nell'atmosfera di Palermo nel periodo maggio 1986 - giugno 1995", Atti del Convegno "10 anni da Chernobyl - Ricerche in Radioecologia, Monitoraggio Ambientale e Radioprotezione", Trieste, 1996.
- [19] F. Cannizzaro, G.Greco, M.Raneli, M.C.Spitale, E.Tomarchio: "Determination of ^{210}Pb concentration in the air at ground-level by gamma-ray spectrometry", Applied Radiation and Isotopes, Vol.51, N.2,pp. 239-245, 1999.

- [20] F. Cannizzaro, G. Greco, M. Raneli, M. C. Spitale, E. Tomarchio: "A low level spectrometer with a planar low energy HPGe: shielding arrangement tests and system performance for ^{210}Pb determination in air filter samples", *Applied Radiation and Isotopes*, Vol. 55/1, pp. 129-133, 2001.
- [21] F. Cannizzaro, G. Greco, M. Raneli, M. C. Spitale, E. Tomarchio: "Concentration measurements of ^7Be at ground level at Palermo, Italy – Comparison with solar activity over a period of 21 years", *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 72 n. 3, 2004, pp. 259-271.
- [22] M. Raneli, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Measurement of ^7Be and ^{210}Pb air activity concentrations and comparison with meteorological variables in surface air at Palermo, Italy", IAEA CN-145, International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation, Vienna, Austria, 23-27 April 2007.
- [23] M. Raneli, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Misura di concentrazioni di prodotti di fissione in aria a Palermo a seguito dell'incidente di Fukushima", *Atti del Convegno Nazionale di radioprotezione AIRP*, Reggio Calabria, 12 - 14 Ottobre 2011, Vol. II, pagg. 204-218, ISBN 978-88-88648-29-3.
- [24] S. Rizzo, E. Tomarchio: "Evaluation of ^{210}Pb air activity concentration by direct gamma-ray spectrometry of air particulate samplings", XI International Workshop on Nuclear Physics "WONP 2007", Havana, Cuba, February 5-8, 2007.
- [25] S. Rizzo, E. Tomarchio: "Misure di radioattività ambientale a Palermo nel periodo 1960 – 2007", Contributo ad invito, XXI Convegno Nazionale AIRP, Pisa 4-6 giugno 2008. ISBN: 88-88648-07-0.
- [26] S. Rizzo, E. Tomarchio: "Radionuclide Concentrations in air particulate at Palermo (Italy) following Fukushima accident", *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 153(4), 2013, pp. 534-540.
- [27] E. Tomarchio: "Environmental Sample Measurements With Low-background Gamma-ray Spectrometric Systems", *Proceedings Second European IRPA Congress on Radiation Protection*, Paris, 15-19 May 2006.
- [28] E. Tomarchio: "A venti anni da Chernobyl: andamento delle concentrazioni di ^{137}Cs in aria e analisi retrospettiva delle misure di radioattività ambientale a Palermo", XIII Convegno Nazionale SIRR, Bologna, Area della ricerca CNR, 21-24 novembre 2006. Pubblicato su *Radiazioni, Ricerca e Applicazioni*, Supplemento al Volume IX n.2, Agosto 2006, p.16.
- [29] E. Tomarchio: "Sulla determinazione della curva di efficienza per l'analisi spettrometrica gamma di filtri di particolato atmosferico", *Atti del Convegno Nazionale di radioprotezione AIRP*, Reggio Calabria, 12 - 14 Ottobre 2011, Vol. II, pagg. 343-359, ISBN 978-88-88648-29-3.
- [30] E. Tomarchio: "An experimental approach to efficiency calibration for gamma-ray spectrometric analysis of large air particulate filters", *Radiation Physics and Chemistry*, 85, 2013, pp. 53-58.
- [31] E. Tomarchio: "Valutazione della concentrazione in aria di ^{210}Pb mediante misure spettrometriche di campioni di particolato atmosferico". *Bollettino AIRP*, ISSN 1591-3481, Anno XLI, volume 173 numero 5,6, dicembre 2014, pp. 47-54.
- [32] E. Tomarchio, S. Rizzo: "Sulla misura della concentrazione in aria di ^{210}Pb tramite spettrometria gamma di particolato atmosferico raccolto su filtro", *AIRP - Atti XXXIII Congresso Nazionale di Radioprotezione*. Torino 20-23 settembre 2006.
- [33] E. Tomarchio, S. Rizzo: "Measurement of ^{210}Pb airborne activity concentration by gamma-ray spectrometry of air particulate samplings", *International Topical Conference on Po and radioactive Pb isotopes*, 26-28 October 2009, Seville, Spain.
- [34] A. Compagno, P. Buffa, A. Parlato, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Uno studio per l'implementazione della strumentazione della stazione di prelievo di particolato atmosferico del DIN di Palermo", *Bollettino AIRP*, Vol. 170, numero 5,6, 2011, pp.39-46.
- [35] A. Compagno, P. Buffa, A. Parlato, E. Tomarchio: "Uno studio per l'implementazione della strumentazione della stazione di prelievo di particolato atmosferico del DIN di Palermo", *Convegno AIRP - Il NUOVO NUCLEARE IN ITALIA - Radioprotezione dell'uomo e dell'ambiente - Roma*, 23-25 Febbraio 2011.
- [36] P. Buffa, A. Parlato, S. Rizzo, E. Tomarchio: "Una stazione per il monitoraggio on-line di radioattività atmosferica: criteri di progetto e valutazione dei costi", *Atti del Convegno Nazionale di radioprotezione AIRP*, Reggio Calabria, 12 - 14 Ottobre 2011, Vol. I, pagg. 395-409, AGENAS 1031-15033, ISBN 978-88-88648-29-3.
- [37] S. Basile, R. Burlon, and D. Gurrera: "Analysis and modelling of wind direction time series," in *Renewable Energy Research and Applications (ICRERA)*, 2013 International Conference on. IEEE, 2013, pp. 1190-1193.

- [38] G.E.P. Box, G.M. Jenkins, G.C. Reinsel: Time series analysis. 2nd ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall; 1994.
- [39] D.L. Smith: Probability, Statistics, and Data Uncertainties in Nuclear Science and Technology, American Nuclear Society Press, LaGrange Park, Illinois, U.S.A. ,1991.
- [40] R.M. Warner: Spectral analysis of time-series data. Guilford Press, New York, NY, USA, 1998.
- [41] S. Basile, M. Brai, S. Rizzo, M. Spanò, L. Tranchina: "Cyclic influences on the heavy metal chronology in a Central Mediterranean area (Palermo Gulf, Italy)", J. Soils Sediments, Vol. 11, pp. 174-184, 2011.
- [42] J. Miller, J.C. Miller : "Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry 6th ed.", Prentice Hall, 2011, p. 117.

Dosimetria tramite Risonanza Elettronica di Spin (ESR) in RadioTerapia IntraOperatoria (IORT): misure di Output Factors e simulazioni Monte Carlo-GEANT4

Salvatore Gallo^{1,2}, Maurizio Marrale¹, Anna Longo¹, Giorgio Russo³, Carlo Casarino³, Giuliana Candiano³, Maria Brai¹

¹Dipartimento di Fisica e Chimica, Università degli Studi di Palermo, Viale delle Scienze, Ed. 18, 90128 Palermo (Italy) e Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, Sez. di Catania, Via Santa Sofia, 64, 95123 Catania (Italy)

²Laboratorio PH3DRA, Dipartimento di Fisica e Astronomia, Università degli Studi di Catania, Via Santa Sofia 64, 95123 Catania (Italy)

³Istituto di Bio-immagini e Fisiologia Molecolare - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Laboratorio di Tecnologie Oncologiche, Cefalù (Italy)

e-mail: salvatore.gallo05@unipa.it

ABSTRACT

La RadioTerapia IntraOperatoria (IORT) è una modalità di trattamento in cui una singola dose di radiazioni è impartita direttamente al letto tumorale o al tumore durante l'intervento chirurgico, evitando di colpire i tessuti sani circostanti.

La fabbricazione di acceleratori lineari mobili per elettroni dedicati alla IORT ha permesso una grande diffusione di questa tecnica radioterapica.

Lo scopo di questo lavoro è il confronto tra la risposta di dosimetri di alanina letti tramite Risonanza Elettronica di Spin (ESR) e di camere a ionizzazione Markus per le misurazioni degli Output Factors (OFs) di fasci di elettroni prodotti da un acceleratore lineare utilizzato per la IORT.

Gli OFs dei fasci di elettroni convenzionali ad alta energia sono normalmente misurati utilizzando camera di ionizzazione secondo protocolli dosimetrici internazionali. Tuttavia, i fasci elettronici utilizzati in IORT presentano caratteristiche quali (quali impulso di dose, spettro energetico e distribuzione angolare molto diversa dai fasci solitamente utilizzate in radioterapia esterna), per cui l'applicazione diretta di protocolli dosimetrici internazionali può introdurre ulteriori incertezze dosimetriche.

Gli OFs ottenuti mediante dosimetri di alanina letti tramite ESR sono stati confrontati con quelli ottenuti con camere a ionizzazione di tipo Markus. Il confronto è stato completato da simulazioni Monte Carlo utilizzando l'applicazione dedicata alla IORT di Geant4 che consente di ottenere informazioni dettagliate sulla distribuzione di dose.

LA RADIOTERAPIA INTRAOPERATORIA

La RadioTerapia IntraOperatoria (IORT) è una tecnica terapeutica che consiste nel somministrare, durante l'intervento chirurgico, un'unica alta dose di radiazione per eliminare la zona di tessuto tumorale non aggredibile diversamente dal chirurgo o ad alto rischio di infiltrazione microscopica dopo la asportazione tumorale. Si tratta di una tecnica ormai consolidata, ben conosciuta e comprovata da numerosi studi clinici che ne hanno evidenziato l'efficacia [1].

Il paziente, immediatamente dopo la tumorectomia, viene trattato con un'irradiazione singola di alcune decine di Gy mentre è ancora sedato. La durata dell'irradiazione dipende dalla tecnologia e dal fascio utilizzati, da un massimo di 30-40 minuti per tecnologie meno penetranti fino ad un minimo di 1 minuto per la tecnica con elettroni.

La possibilità di utilizzare le radiazioni ionizzanti direttamente in sala operatoria fu prospettata già agli inizi di questo secolo ma l'uso effettivo fu limitato dalla possibilità di servirsi unicamente di fotoni.

Solo a partire dal 1960, grazie agli acceleratori lineari, è stato possibile utilizzare fasci di elettroni accelerati, dotati di alta energia e di omogeneità di dose nel tessuto bersaglio. In passato, la pratica IORT non poteva

essere applicata su larga scala, a causa dei problemi logistici legati al fatto che l'ammalato, sotto anestesia, doveva essere trasportato dalla sala operatoria al bunker di radioterapia, spesso distante e in locali non asettici. Questi problemi vengono oggi superati con l'uso di acceleratori lineari di *elettroni* portatili, costruiti e concepiti esclusivamente per trattamenti intraoperatori così da poter irradiare il paziente velocemente e senza spostamenti del tavolo operatorio [2].

Negli ultimi venti anni la IORT è stata utilizzata in tutto il mondo per il trattamento di un gran numero di tumori maligni, mostrandosi efficace e sicura per il controllo locale della neoplasia, dal momento che impedirebbe la ricrescita del tumore nell'area trattata [1].

Sostitutiva e/o integrativa della radioterapia esterna convenzionale, questa tecnica ha evidenti benefici (clinici, operativi, sociali ed economici) quali trattamento più efficace, tempi di trattamento diminuiti, numero di sedute minimo o azzerato, ridotta radiazione assorbita dal paziente e minori complicanze da effetti secondari delle radiazioni.

La finalità della irradiazione di un tumore è basata sulla necessità di distribuire la dose massima al tumore stesso e di rispettare il limite di tollerabilità del tessuto sano. La IORT offre la possibilità di irradiare il letto tumorale con visione diretta della cavità, risparmiare le strutture non interessate dal tumore o quelle particolarmente sensibili e quindi facilmente danneggiabili, somministrare dosi più elevate per il trattamento, somministrare dosi con alta omogeneità di distribuzione delle stesse.

L'assenza di qualsiasi intervallo di tempo fra la chirurgia e la radioterapia priva le cellule neoplastiche di ogni capacità riproduttiva, con una netta diminuzione delle recidive locali.

L'effetto radiobiologico di una singola somministrazione di IORT ad alta dose è considerato circa 1,5-2,5 volte superiore alla stessa dose frazionata. Ad esempio, una dose di 21Gy equivale ad un trattamento frazionato di circa 52 Gy: questo implica la possibilità di ridurre notevolmente la dose con cui si irradia il paziente, riducendo le complicanze da radiazioni.

Compatibilmente allo studio del profilo radiobiologico del tumore da trattare, l'ipofrazionamento estremo con singola seduta intraoperatoria induce indubbi vantaggi in termini di riduzione del "discomfort" del paziente rappresentato da una drastica riduzione del numero delle sedute di trattamento e delle problematiche organizzative correlate, ma anche di riduzione delle liste di attesa in relazione alla minore durata dei trattamenti per singolo paziente.

SCOPO DEL LAVORO

Questo lavoro riporta il confronto tra la risposta di dosimetri di alanina letti tramite Risonanza Elettronica di Spin (ESR) e di camere a ionizzazione Markus per le misurazioni degli Output Factor (OFs) di fasci di elettroni prodotti da un acceleratore lineare utilizzato per la IORT [3].

Gli OFs dei fasci di elettroni ad alta energia convenzionali sono normalmente misurati utilizzando camera di ionizzazione secondo protocolli dosimetrici internazionali [4]. Tuttavia, i fasci elettronici utilizzati in IORT presentano caratteristiche quali impulso di dose, spettro energetico e distribuzione angolare molto diversa dai fasci solitamente utilizzate in radioterapia esterna, per cui l'applicazione diretta di protocolli dosimetrici internazionali può introdurre ulteriori incertezze dosimetriche. L'alto rateo di dose per impulso potrebbe portare ad una imprecisione nella stima della dose con camera a ionizzazione, a causa della sopravvalutazione del fattore di ricombinazione. Inoltre, i campi di elettroni ottenuti con gli applicatori IORT hanno un ampio spettro di energia e una distribuzione angolare più ampia rispetto ai campi convenzionali, a causa della presenza di elettroni diffusi dalle pareti dell'applicatore. Per questa ragione, un buon sistema dosimetrico deve essere caratterizzato da una minima dipendenza dall'energia e dall'angolo di incidenza del fascio di elettroni. **Tutte queste ragioni portano a studiare l'uso di rivelatori differenti alla camera a ionizzazione per misurazioni dosimetriche in ambito IORT.** Tra i vari rivelatori attualmente utilizzati per la dosimetria trovano largo uso i dosimetri di alanina letti tramite ESR.

L'alanina è considerata uno standard dosimetrico da diversi enti di ricerca internazionali (IAEA, NPL, NIST, ecc.) per le sue caratteristiche quali tessuto-equivalenza a fotoni, stabilità del segnale dopo l'irraggiamento, indipendenza dal dose rate e dall'energia della particelle incidenti, basso costo di produzione dei dosimetri e le procedure di lettura sono non distruttive.

MATERIALI E METODI

GLI IRRAGGIAMENTI

Gli irraggiamenti sono stati realizzati utilizzando fasci elettronici con energia nominale di 6, 8 e 10 MeV generati dal LINAC, Novac7 (SIT, Roma, Italia) (Fig.1 a sinistra).

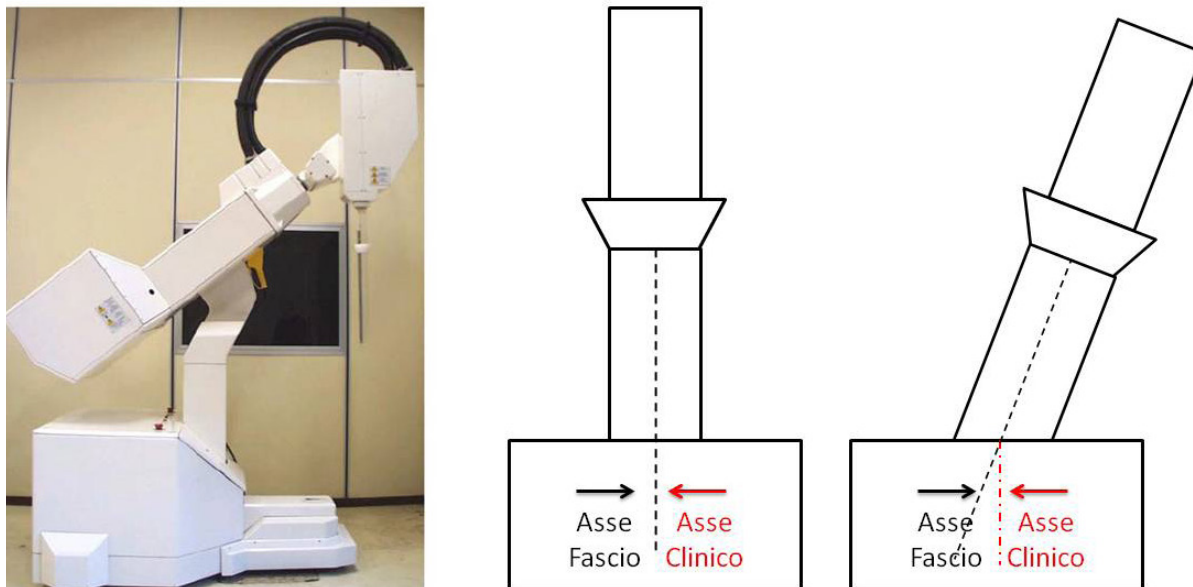


Figura 1 | (sinistra) Acceleratore Novac7; (destra) Collimatori Novac7.

Questo acceleratore è installato presso il “*Laboratory on Oncological Technologies*” (LATO-Fondazione Istituto San Raffaele G. Giglio) a Cefalù (Italia) ed è specifico per il trattamento del cancro al seno. Questo LINAC utilizza una sorgente tipo S-band per l'accelerazione caratterizzata da un *rate* d'impulsi di circa 9 Hz. Il *dose rate* varia da 2 a 9 cGy/impulso e produce fasci con energia nominale di 4, 6, 8 e 10 MeV.

I fasci di elettroni sono stati tarati con dosimetri chimici di Fricke come raccomandato nelle linee guida internazionali. La ragione di questa scelta è che la risposta dei dosimetri chimici è indipendente dalla dose e energia del fascio. La collimazione del fascio è avvenuta tramite una serie di applicatori in PMMA. Questi sono costituiti da tubi cilindrici con pareti spesse 5 mm, diametro compreso tra 3 e 10 cm ed angolo di contatto di 0-45 (Fig.1 a destra).

Tutti gli irraggiamenti sono stati eseguiti dentro una lastra di PMMA scalando la profondità di penetrazione del fascio per tener conto della differenza di densità tra acqua e del PMMA.

LE MISURE ESR

Le misure ESR sono state eseguite mediante pellet cilindrici di alanina per uso commerciale. I pellets di alanina sono prodotti dalla Gamma-Service (Produktbestrahlung GmbH). Questi hanno diametro di circa 5 mm, altezza di circa 3 mm, peso di $68,0 \pm 0,5$ mg, e il rapporto tra la massa di alanina e di legante (paraffina) è 0,96/0,04. Una prima serie di irraggiamenti in un fantoccio di PMMA è stata eseguita per la calibrazione e la caratterizzazione di questi dosimetri sottoposti ad irraggiamento con elettroni. Per ogni valore della dose e per ogni configurazione di setup sono stati irradiati e studiati tre dosimetri.

Per ottenere gli OFs, gli irraggiamenti sono stati eseguiti all'interno di un fantoccio in PMMA utilizzando un singolo dosimetro posto al centro dell'asse del fascio (Fig.2).

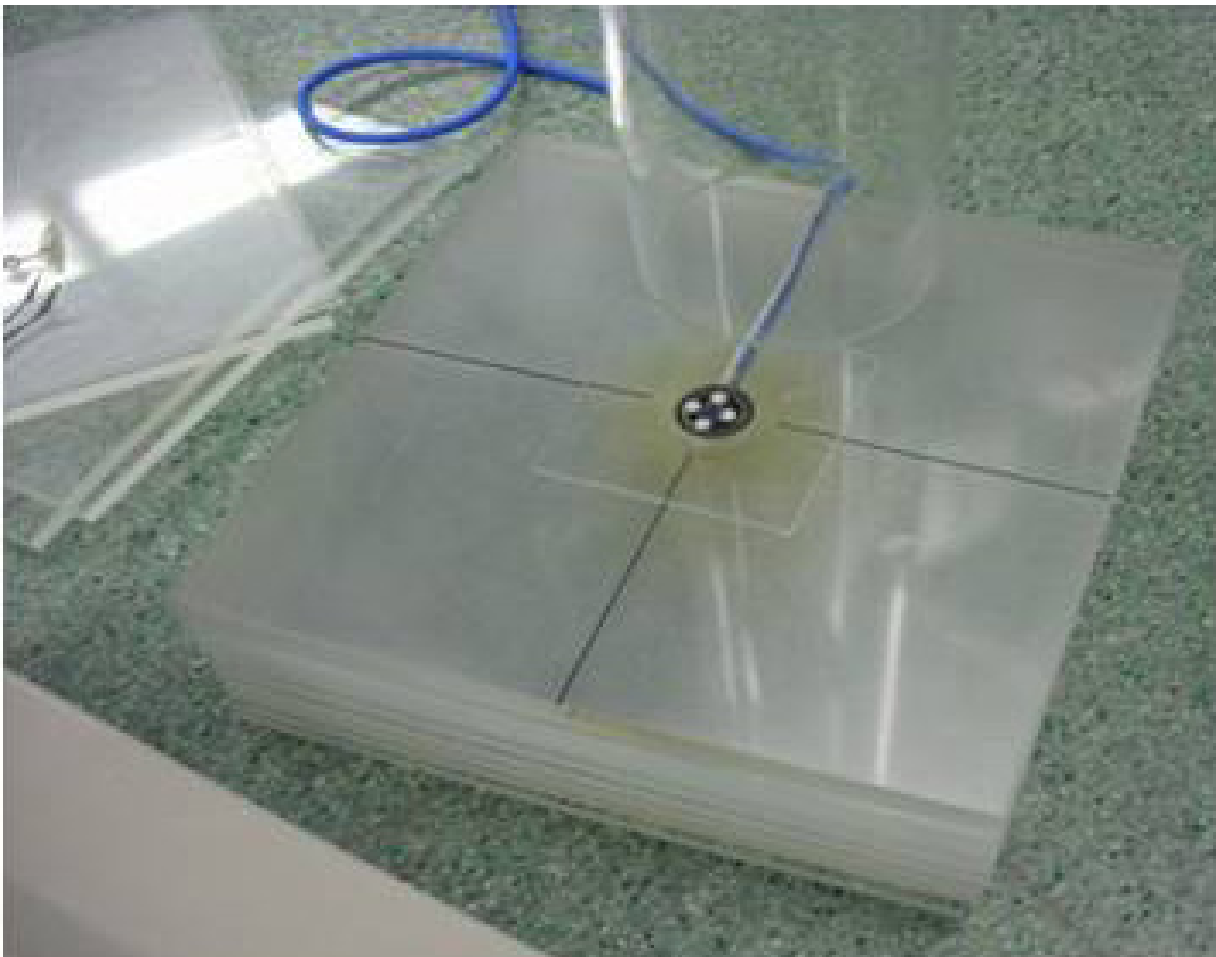


Figura 2 | Set-up sperimentale di irraggiamento con elettroni.

I radicali liberi indotti dalle radiazioni nell'alanina sono stati rilevati utilizzando uno spettrometro Bruker ECS 106 dotato di una cavità rettangolare TE_{102} operante in banda X alla frequenza di circa 9,70 GHz (Fig.3). I parametri per le acquisizioni sono stati scelti seguendo la letteratura [5] e così fissati: potenza delle microonde 6,32 mW, ampiezza di modulazione 1.00 mT, frequenza di modulazione 50,00 kHz, campo magnetico centrato a 347,00 mT, larghezza di spazzata 30,00 mT. Il tempo di scansione (42 s), la costante di tempo (655 ms) e il guadagno del ricevitore sono stati fissati in modo da evitare qualsiasi distorsione del segnale [6].



Figura 3 | Spettrometro ECS 106 Bruker.

I dosimetri sono stati inseriti in un tubo di quarzo purissimo con diametro interno 5 mm e centrato all'interno della cavità a microonde mediante distanziatori in Teflon. L'ampiezza picco-picco della linea centrale è stata utilizzata come misura dell'intensità del segnale radio-indotto. Poiché l'intensità del segnale ESR può essere influenzata dall'orientamento del pellet all'interno della cavità, gli spettri sono stati registrati a quattro diverse orientazioni rispetto all'asse cilindrico del tubo. Tre pellets di alanina sono stati usati per ogni misurazione di dose in modo tale da ottenere un valore medio con relativa deviazione standard proveniente da 12 misure.

LE MISURE CON CAMERA A IONIZZAZIONE

Le misure con camera a ionizzazione sono state eseguite utilizzando la camera a ionizzazione tipo Markus modello RS233 PTW Freidbug all'interno di in un fantoccio di PMMA.

Per determinare la dose assorbita, il segnale camera è corretto utilizzando molti fattori come indicato nel protocollo 398 dell'IAEA.

LE SIMULAZIONI MONTE CARLO

Le simulazioni Monte Carlo (MC) sono state effettuate con il toolkit Geant4. Originariamente questo pacchetto è stato sviluppato per simulare il passaggio e l'interazione delle particelle con la materia per i processi nucleari negli acceleratori ad alta energia. In una fase successiva è stato migliorato per includere interazioni a energia più bassa (fino a 250 eV). Geant4 fornisce un insieme completo di strumenti per tutte le aree di simulazione: geometria e risposta di rivelatori, tracciamento dell'evento e della traccia, visualizzazione ed interfaccia utente. Oggi, come altri codici basati sul Monte Carlo, è ampiamente adottato dalla comunità di Fisica Medica per supportare problemi tecnici e clinici in radioterapia.

Abbiamo usato un'applicazione Geant4 versione web, chiamato "*ior_ttherapy*", e sviluppato da ricercatori IBFM-CNR-Iato [7].

ior_ttherapy, simula il sistema di collimazione del fascio Novac7 dalla finestra di uscita di titanio, passando attraverso il sistema applicatore-collimatore, fino al fantoccio d'acqua. L'utente, selezionando le dimensioni dell'applicatore, del fantoccio e del rivelatore, le condizioni iniziali del fascio elettronico (posizione e distribuzioni) è in grado di calcolare le curve di distribuzione della dose in acqua o altri materiali.

Per calcolare gli OFs del Novac7 abbiamo simulato il corrispondente setup sperimentale mostrato nella figura 4 a seguire.

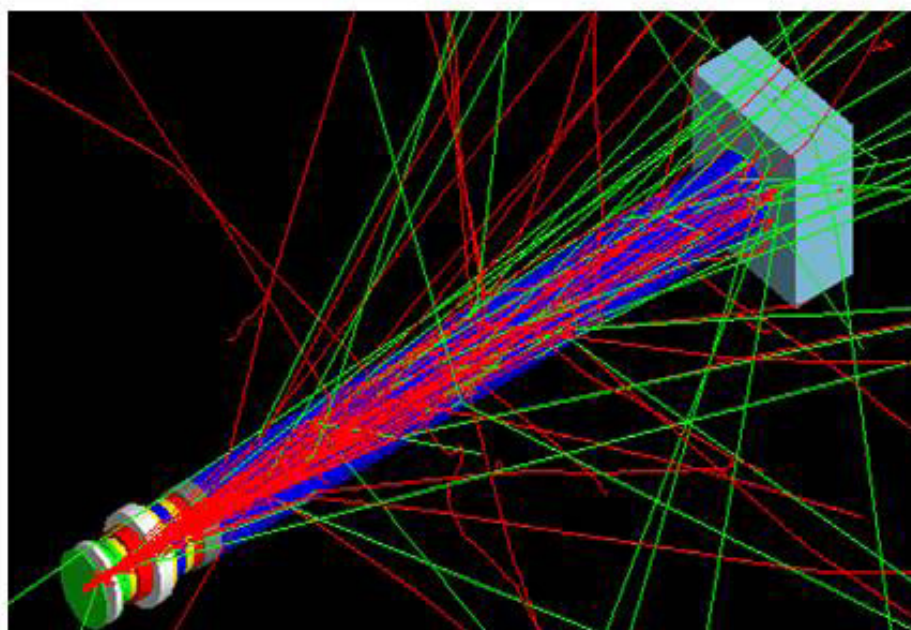


Figura 4 | Set-up sperimentale simulato da Geant4.

GLI OUTPUT FACTORS

L'Output Factor (OF) è definito come il rapporto tra la dose assorbita in acqua alla profondità massima per l'asse del fascio del campo di riferimento e la dose per il campo di interesse considerato utilizzando lo stesso numero di unità monitor.

In questo lavoro il campo di riferimento è ottenuto utilizzando un collimatore un diametro di 100 mm e posto a zero gradi rispetto all'asse del fascio. I campi di interesse delle misurazioni sono quelli utilizzati principalmente in applicazioni IORT per il seno: 50, 60, 70 mm di diametro e 0 e 15 gradi rispetto all'asse del fascio.

RISULTATI E DISCUSSIONI

Il primo passo di questo lavoro è stato la calibrazione dei pellets di alanina irradiati con un fascio di elettroni tramite l'acceleratore Novac7 nell'intervallo di dose compreso tra 5 e 40 Gy. È stato effettuato un confronto preliminare tra dose assoluta in acqua misurata con una camera di ionizzazione Markus e i dosimetri di Fricke ed è stata trovata una variazione entro il 3%. Pertanto, per le procedure di calibrazione dei dosimetri di alanina è stato utilizzato come riferimento dosimetro la camera Markus (che è il più pratico per l'uso di routine). Per ogni valore di dose considerato sono stati irradiati 3 dosimetri utilizzando un fascio da 10 MeV alla profondità massima (di riferimento). In figura 5 è mostrata la curva di calibrazione: l'alanina ha una risposta ad elettroni perfettamente lineare per i gli elettroni nel *range* considerato ($R^2=0,99993$) del tutto comparabile con quella ottenibile con fasci radioterapici convenzionali.

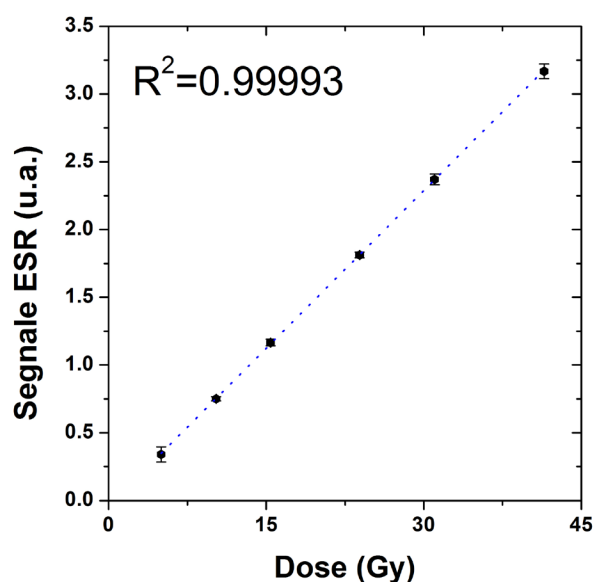


Figura 5 | Risposta ESR dei dosimetri di alanina in funzione della dose assorbita.

La figura 6 mostra l'andamento del segnale ESR dell'alanina in funzione del "dose pulse" (cGy/ μ s): ogni punto è rappresentato dal valore medio sui tre dosimetri irradiati con una dose di 23 Gy. La variazione percentuale del segnale è di circa 2,0% e quindi entro le incertezze sperimentali. Questi risultati confermano che la risposta dei dosimetri di alanina può essere considerata praticamente indipendente dal rateo di dose anche per i fasci di elettroni.

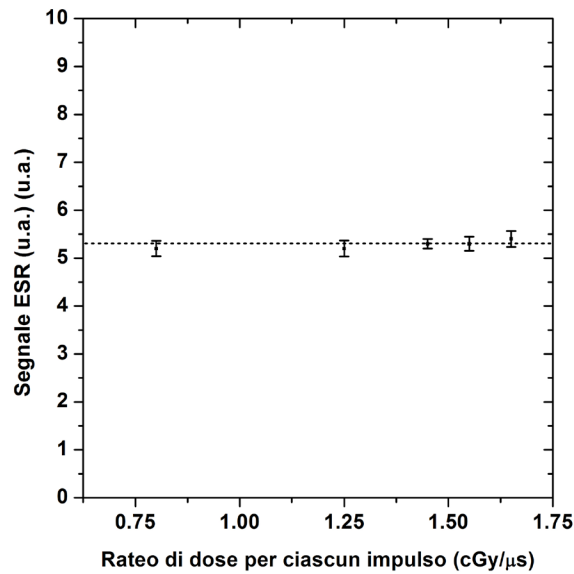


Figura 6 | Risposta ESR dei dosimetri di alanina in funzione del rateo di dose per ciascun impulso.

La figura 7 a seguire mostra la dipendenza del segnale dell'alanina con l'energia del fascio di elettroni; ogni punto è un valore medio sui tre dosimetri irradiati con una dose di 23 Gy. I risultati confermano che la risposta ESR dell'alanina non dipende dall'energia degli elettroni.

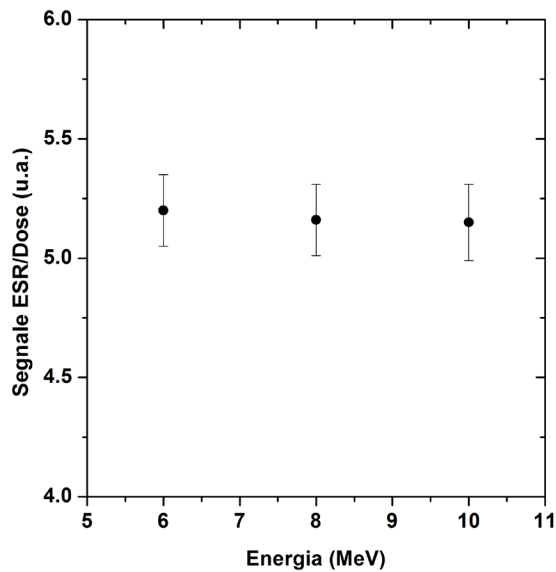


Figura 7 | Risposta ESR dei dosimetri di alanina in funzione dell'energia del fascio

L'ultima fase della nostra analisi è stata lo studio della risposta ESR dei dosimetri di alanina per varie forme di collimatore. In questo caso gli oggetti di studio sono stati gli OFs ottenuti con dosimetri di alanina e confrontati con quelli ottenuti con camera a ionizzazione Markus e con le simulazioni MC sia per i collimatori piani che angolati. I dati analizzati vengono riportati a seguire in un tabella estratta dal recente lavoro realizzato dal nostro gruppo di lavoro in *M. Marrale et al., (2015) Dosimetry for electron Intra-Operative RadioTherapy: Comparison of output factors obtained through alanine/EPR pellets, ionization chamber and Monte Carlo-GEANT4 simulations for IORT mobile dedicate accelerator, NIMB* [3].

Tabella 1 | Confronto tra Output Factors per i calcolati per i diversi sistemi dosimetrici e al variare della dimensione del collimatore e dell'angolo di incidenza. Dati estrapolati dal Marrale et al. 2015 [3].

Energia [MeV]	Diametro del Collimatore [mm]	Angolo [°]	OF Alanina	OF Camera Markus	OF MC	$\Delta\%$ (Alanina-Markus)	$\Delta\%$ (Alanina-MC)	$\Delta\%$ (Markus-MC)
10	50	0	2.06	1.99	2.03	-3.5	1.7	-2.3
10	60	0	1.91	1.86	1.91	-2.7	-0.2	-3.0
10	70	0	1.75	1.71	1.71	-2.3	-2.3	-0.3
10	100	0	1.00	1.00	1.00	-	-	-
10	50	15	2.12	2.13	2.13	0.5	-0.4	0.1
10	60	15	1.94	1.97	1.95	1.5	-0.4	1.1

Al variare del diametro del collimatore, è prevedibile che possono verificarsi variazioni degli spettri di energia. Uno studio dettagliato in cui il fascio di elettroni è stato analizzato mediante simulazione MC sia in termini di energia degli elettroni che in termini di variazione del diametro del collimatore ed è mostrato in [8].

Si è visto che la distribuzione di energia degli elettroni è piuttosto indipendente dal diametro dell'applicatore, pertanto la dimensione del collimatore influenza principalmente il numero di elettroni che arrivano sul rivelatore. In particolare, la riduzione della dimensione del collimatore induce un aumento di scattering di elettroni e questa caratteristica determina la tendenza all'aumento della OFs al diminuire del diametro del collimatore.

I risultati ottenuti con la camera a ionizzazione e i pellets di alanina sono influenzati dal diverso numero di elettroni che raggiungono il rivelatore e non dai cambiamenti nello spettro degli elettroni. Le incertezze nelle misure di alanina sono risultati essere di circa il 3,0%. L'incertezza associata alle misure con camera di ionizzazione può essere considerato pari al 3,0% [7]. Gli OFs delle simulazioni MC possono essere considerati affetti da un errore trascurabile (<1%), in quanto è stato simulato un numero di eventi sufficientemente elevato per ridurre al minimo le fluttuazioni statistiche.

Gli OFs misurati sia con alanina che con la camera a ionizzazione sono generalmente in accordo entro l'incertezza sperimentale con quelli delle simulazioni MC. La massima differenza percentuale è del 2,3% tra alanina e MC; del 3,5% tra alanina Markus ed del 3,0% tra la Markus e MC.

Possiamo concludere affermando che i sistemi dosimetrici utilizzati in questo lavoro mostrano risposte simili e del tutto comparabili (entro gli errori sperimentali) per le varie configurazioni sperimentali utilizzate.

BIBLIOGRAFIA

- [1] U. Veronesi et al., A preliminary report of intraoperative radiotherapy (IORT) in limited-stage breast cancers that are conservatively treated, *European Journal of Cancer*, (2001) doi: 10.1016/S0959-8049(01)00285-4.
- [2] L. Picardi et al., The Italian IORT project, *Proc. EPAC2000*, Vienna, (2000) doi: 10.1109/PAC.2001.987808.
- [3] M. Marrale et al., Dosimetry for electron Intra-Operative RadioTherapy: Comparison of output factors obtained through alanine/EPR pellets, ionization chamber and Monte Carlo-GEANT4 simulations for IORT mobile dedicate accelerator, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, (2015) doi: 10.1016/j.nimb.2015.05.022.
- [4] C. De Angelis et al., On measuring the output of an IORT mobile dedicated accelerator, *Radiation Protection Dosimetry*, (2006) doi: 10.1093/rpd/nci621.
- [5] M. Marrale et al., Sensitivity of Alanine Dosimeters with Gadolinium Exposed to 6 MV Photons at Clinical Doses, *Radiation Research*, (2011) Vol. 176, No. 6, pp. 821-826.
- [6] T. Garcia, A methodology for choosing parameters for ESR readout of alanine dosimeters for radiotherapy, *Radiation Measurement* (2009) doi:10.1016/j.radphyschem.2009.05.020.
- [7] G. Russo et al., Dose distribution changes with shielding disc misalignments and wrong orientations in breast IOERT: a Monte Carlo – GEANT4 and experimental study, *Journal of Applied Clinical Medical Physics* (2012) doi: <http://dx.doi.org/10.1120/jacmp.v13i5.3817>.
- [8] M. Pimpinella et al., Dosimetric characteristics of electron beams produced by a mobile accelerator for IORT, *Phys. Med. Biol.* (2007) doi:10.1088/0031-9155/52/20/008.

Tumore alla parotide in un forte utilizzatore di telefoni mobili: mancato riconoscimento del nesso di causa da parte del giudice del lavoro

Alessandro Polichetti¹, Roberto Moccaldi²

¹Istituto Superiore di Sanità, Roma

²Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma

INTRODUZIONE

La possibilità che l'esposizione ai campi elettromagnetici a radiofrequenza (RF), quali quelli generati da numerose tecnologie, tra cui occupa un posto di primo piano la telefonia cellulare, sia nociva per la salute umana ha dato luogo a diffuse preoccupazioni in un'opinione pubblica spesso non correttamente informata sul reale stato delle conoscenze scientifiche ottenute grazie ad una ricerca ormai pluridecennale. Non poteva certo concorrere ad attenuare tali preoccupazioni l'ampia eco che si è avuta sui mezzi di informazione circa una sentenza del dicembre 2009 della Corte di Appello di Brescia, confermata nell'ottobre 2012 dalla Corte di Cassazione, in cui si riconosceva l'origine professionale di un tumore al nervo trigemino in un dirigente d'azienda che aveva utilizzato telefoni cellulari e cordless per una media di 5-6 ore al giorno per 12 anni, condannando l'INAIL a corrispondere al ricorrente la rendita per malattia professionale.

Nessuna eco sembra invece avere avuto una più recente sentenza (n. 39/2015 del 10/04/2015) con cui il Giudice del Lavoro del Tribunale di Cremona ha respinto il ricorso contro l'INAIL di un lavoratore di un'industria produttrice di carta da parati, il quale chiedeva il riconoscimento della natura professionale di un adenocarcinoma della parotide diagnosticatogli nel 2005 dopo aver lavorato per 30 anni presso la stessa azienda. Il lavoratore dichiarava di essere stato esposto, durante la sua attività lavorativa, a vari agenti chimici e fisici: metalli pesanti (nichel, cadmio, cromo), amianto, radiazioni ionizzanti (piccola sorgente di Krypton 85 con attività, nel 1999, di circa 1 GBq) e infine campi elettromagnetici emessi da telefoni mobili (cellulari e cordless).

Sebbene la durata e l'intensità di utilizzo di telefoni mobili dichiarate da parte del lavoratore (circa 6-7 ore al giorno per 21 anni il cordless, 1-2 ore al giorno per 7 anni il telefono cellulare) fossero anche superiori a quelle, già elevate, del caso di Brescia, il fatto che non venisse riconosciuto il nesso causale per un tumore, diverso da quello di Brescia ma comunque in una regione altamente esposta ai campi elettromagnetici a RF emessi dai telefoni mobili, è passato praticamente sotto silenzio. Ciò è anche dimostrato da una ricerca sul web effettuata al momento di scrivere queste note (cinque mesi dopo la pubblicazione della sentenza) con le parole chiave "telefoni cellulari, tumori, INAIL", o altre combinazioni di parole chiave simili, che ha dato come risultati unicamente informazioni relative al caso di Brescia.

Sembra pertanto opportuno, da parte degli autori della presente relazione, "persone informate sui fatti" essendo stati nominati Consulenti Tecnici di Ufficio (CTU) dal Giudice del Lavoro in relazione al procedimento presso il Tribunale di Cremona, di informare quanto meno quella parte della comunità scientifica nazionale maggiormente coinvolta nella radioprotezione circa questo sviluppo giudiziario, senza tuttavia entrare troppo nel merito, se non per il necessario, di aspetti giuridici non di propria competenza. Si precisa fin d'ora che questa relazione verterà esclusivamente sugli aspetti connessi ai campi elettromagnetici e non su quelli relativi ad agenti chimici e alle radiazioni ionizzanti.

LA RELAZIONE DI CONSULENZA TECNICA D'UFFICIO

CENNI SULLA VALUTAZIONE DEL NESSO DI CAUSA IN AMBITO DI RICONOSCIMENTO DI MALATTIA PROFESSIONALE

Nella relazione di CTU vengono svolte alcune considerazioni circa la metodologia adottata ai fini della valutazione del nesso di causa che qui si riassumono brevemente.

Ai fini del riconoscimento di malattia professionale, è necessario che vengano documentate e comprovate, secondo criteri e modalità accreditati e scientificamente validi, sia l'esposizione ad un agente capace "in

generale” di determinare un danno, sia la dimostrazione dell’esistenza di un nesso causale nel caso in esame.

La procedura metodologica consolidata in ambito medico-legale è pertanto scomponibile in due fasi:

1. valutazione di “Causalità generale”: verifica della presenza dell’agente e riscontro di effettiva esposizione (valutazione qualitativa), ai fini della conseguente valutazione secondo il *Criterio dell’idoneità lesiva*, cioè della dimostrazione della capacità dell’agente di determinare la malattia attraverso evidenze scientifiche consolidate (criteri della possibilità scientifica/probabilità statistica);
2. valutazione di “Causalità individuale” (nesso di causa). Se è accertata l’esposizione ad un dato agente, di cui è dimostrata la capacità di provocare la malattia, è necessario anche dimostrare che in quel singolo caso la malattia sia stata provocata da quello specifico fattore di rischio. Si procede pertanto ad una specifica valutazione del caso in questione, che viene analizzato sia sulla base dei dati quantitativi di esposizione disponibili, per la valutazione di “efficienza quali/quantitativa”, sia dei dati clinici, per verificare la concordanza cronologica ed istopatologica/topografica con quanto riscontrato nella letteratura scientifica più aggiornata.

Si sottolinea che se il criterio dell’idoneità lesiva non è soddisfatto, il processo di valutazione del nesso di causa si conclude prima di passare alla seconda fase.

È evidente che in entrambe le fasi è necessario arrivare a delle conclusioni che possano dare al giudice elementi di valutazione solidi e certi. Quando però la patologia oggetto della vertenza è una neoplasia, la questione viene complicata dalla natura stessa della malattia (non specifica di una data esposizione, ad insorgenza stocastica, ad eziologia multifattoriale), che non permette di esprimere tale valutazione di causa in termini di certezza. La giurisprudenza ha allora cercato di risolvere questo punto richiedendo non una certezza assoluta, ma una certezza ragionevole, basando la valutazione di nesso causale sulla presenza di un “*elevato grado di probabilità*” o “*Probabilità Qualificata*”.

L’attenzione, quindi, si sposta sul significato e sulla conseguente valutazione di quando possiamo giudicare qualificata una probabilità, questione questa che porterebbe troppo lontano ed esula dai fini di questa relazione. È importante però sottolineare che una probabilità di correlazione causale può essere giudicata “qualificata” solo se questo giudizio deriva dalla attenta analisi dell’intero complesso delle informazioni scientifiche disponibili, o addirittura da modelli di calcolo da quelle derivati (è il caso del metodo della *Probability of Causation* per le radiazioni ionizzanti), e non da singole e non sufficientemente confermate evidenze.

Sulla base di questa impostazione si è quindi proceduto alla analisi dei singoli fattori di rischio per i quali è stato ipotizzato dal ricorrente un nesso di causa, in particolare metalli pesanti, radiazioni ionizzanti, campi elettromagnetici a RF emessi da telefoni mobili. Solo di questi ultimi si darà conto, come già anticipato nell’introduzione.

VALUTAZIONE DELL’IDONEITÀ LESIVA DEI CAMPI ELETTROMAGNETICI EMESSI DA TELEFONI MOBILI

La valutazione di idoneità lesiva è stata condotta sulla base dell’analisi della letteratura scientifica relativa agli effetti sulla salute dei campi elettromagnetici emessi dai telefoni mobili, ponendo come punto di partenza la valutazione della IARC del 2011, pubblicata sotto forma di Monografia nel 2013 (IARC, 2013), secondo cui i campi elettromagnetici a RF sono “agenti possibilmente cancerogeni per l’uomo” (Gruppo 2B), ed esaminando le più rilevanti acquisizioni scientifiche successive. È stata inoltre condotta un’analisi di tutti gli studi epidemiologici, pubblicati anche prima della valutazione IARC, specificamente rivolti al rischio di tumori delle ghiandole salivari negli utilizzatori di telefoni cellulari. Le conclusioni di questa valutazione sono state le seguenti:

“Sintetizzando le evidenze scientifiche precedentemente esposte, si può affermare che:

- *gli unici effetti sanitari accertati dei campi elettromagnetici a RF sono quelli di natura termica, che possono verificarsi solo per esposizioni molto più elevate rispetto a quelle degli utilizzatori dei telefoni mobili;*
- *nel 2011 la IARC, a seguito di un approfondito esame delle evidenze scientifiche fornite da studi epidemiologici e studi sperimentali, ha classificato i campi elettromagnetici a RF come "possibilmente cancerogeni per l'uomo", essenzialmente per via dei risultati di alcuni studi epidemiologici sul rischio di glioma e di neurinoma del nervo acustico negli utilizzatori di telefoni mobili;*
- *questa classificazione indica che, a parere della IARC, il nesso causale tra utilizzo di telefoni mobili e incidenza di glioma e neurinoma del nervo acustico, e più in generale tra campi elettromagnetici a RF e cancro, non è dimostrato, altrimenti i campi a RF sarebbero stati classificati come "cancerogeni per l'uomo";*

- secondo la IARC tale nesso causale non è neanche "probabile", non essendo i campi a RF stati classificati come "probabilmente cancerogeni per l'uomo";
- le evidenze scientifiche pubblicate successivamente alla valutazione della IARC non tendono a supportare la possibilità del nesso causale più di quanto stabilito dal Gruppo di Lavoro IARC;
- al contrario, secondo la commissione di esperti SCENIHR¹ che ha esaminato le evidenze più recenti, tendono nel senso opposto (gli studi caso-controllo non considerati dallo SCENIHR perché pubblicati successivamente, pur dando qualche indicazione a supporto dell'ipotesi di un nesso causale, non modificano il quadro complessivo delle evidenze);
- per quanto riguarda nello specifico i tumori delle ghiandole salivari, le evidenze di un nesso causale con l'utilizzo di telefoni mobili già a disposizione del Gruppo di Lavoro della IARC, nonché quelle pubblicate successivamente, sono molto inferiori a quelle relative al glioma e al neurinoma del nervo acustico.

Sulla base di quanto esposto, si ritiene che per quanto riguarda i campi elettromagnetici a RF emessi dai telefoni mobili non sia soddisfatto il criterio dell'idoneità lesiva, esposto nella sezione di questa relazione di C.T.U. "Considerazioni circa il nesso causale". Per questo motivo, non si ritiene che il carcinoma della parotide diagnosticato al sig. [omissis] nell'anno 2005 sia con elevato grado di probabilità causalmente collegato alla sua esposizione a tali campi, e ciò indipendentemente dall'entità di tale esposizione."

VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE DEL RICORRENTE

La valutazione dell'esposizione del ricorrente si è basata sulle misure condotte da una ditta, interpellata dallo stesso ricorrente, dalle quali paradossalmente si rileva che la principale causa di esposizione lamentata dal ricorrente (il telefono cordless) dà luogo ad esposizioni molto inferiori alle già basse esposizioni riportate nella letteratura tecnica relativa ai telefoni cordless. Tale risultato, comunque riportato nella relazione di CTU, è tuttavia irrilevante ai fini del giudizio non essendo stato ritenuto soddisfatto il criterio di idoneità lesiva.

LA SENTENZA

CRITERI DI VALUTAZIONE DEL NESSO DI CAUSA

Preliminarmente è opportuno sottolineare che il Giudice, nella sentenza, ha accolto ed utilizzato la metodologia, proposta dai Consulenti Tecnici di Ufficio, del riconoscimento della malattia professionale sulla base della verifica della Causalità Generale ed Individuale, condividendone anche le modalità di individuazione dei criteri per la definizione della "probabilità qualificata" da applicare ai singoli fattori di rischio analizzati.

In particolare, il seguente concetto, espresso nelle note dei CTU alle osservazioni dei Consulenti Tecnici di Parte (CTP) del ricorrente su una prima bozza della relazione di Consulenza Tecnica d'Ufficio, è stato riportato nella sentenza e pienamente condiviso dal Giudice: "Per poter esprimere valutazioni utili in campo medico-legale è necessario, secondo le indicazioni della giurisprudenza, utilizzare dati che permettano una valutazione di ipotesi causale in termini di "probabilità qualificata", dati che non possono derivare da singoli studi, per quanto autorevoli, ma dalla analisi complessiva della consolidata letteratura scientifica a disposizione".

Descrizione della relazione di Consulenza Tecnica d'Ufficio

Nella sentenza, relativamente ai campi elettromagnetici emessi da telefoni mobili, viene brevemente ricordato che i CTU sono partiti nella loro analisi dalla Monografia della IARC (2013), dalla quale si evince che secondo il Gruppo di Lavoro IARC l'interpretazione causale dell'associazione positiva tra utilizzo di telefoni mobili e rischio di glioma e neurinoma del nervo acustico riportata da alcuni studi epidemiologici (studio Interphone e studi effettuati dal gruppo di ricerca svedese guidato dal prof. Hardell) è credibile, sebbene errori dovuti al caso, a distorsioni o a fenomeni di confondimento non possano essere esclusi con ragionevole certezza (di qui il giudizio di "evidenza limitata di cancerogenicità nell'uomo", e di conseguenza l'inserimento dei campi elettromagnetici a RF nel gruppo 2B dei "possibilmente cancerogeni per l'uomo"). Per quanto riguarda la patologia tumorale oggetto del ricorso, la sentenza riassume quanto riportato dai CTU come segue: "il Gruppo di Lavoro ha, invece, escluso che analogo relazione causale potesse evincersi dagli studi epidemiologici sull'uso di telefoni mobili e sul rischio di tumore della ghiandola parotide".

¹ Il riferimento è all'opinione preliminare circa i potenziali effetti per la salute delle esposizioni ai campi elettromagnetici formulata dal comitato di esperti indipendenti che fornisce supporto scientifico alla Commissione Europea in materia di rischi per la salute emergenti (SCENIHR, 2013). L'opinione finale è stata pubblicata nel 2015 (SCENIHR, 2015).

Viene quindi brevemente ricordato che “i CTU non si sono limitati alla Monografia della IARC, bensì hanno esaminato gli studi epidemiologici successivi (vedi le pagg. 50 - 57 della relazione di consulenza tecnica d’ufficio) e, soprattutto, gli studi epidemiologici specificamente condotti sulla relazione causale tra uso di telefoni mobili e tumori delle ghiandole salivari (tra cui la parotide).”

Vengono infine riportate integralmente le pagine della relazione di CTU in cui vengono illustrati gli studi epidemiologici su telefoni mobili e tumori delle ghiandole salivari, nonché le conclusioni sull’idoneità lesiva dei campi elettromagnetici precedentemente descritte.

LE CONCLUSIONI DEL GIUDICE

Il ricorso è stato respinto essenzialmente per le seguenti motivazioni: *“Il punto nevralgico su cui preme portare l’attenzione è il seguente.*

Per potere affermare l’esistenza di un nesso causale tra l’uso di telefoni mobili da parte dell’attore e il tumore della parotide che lo ha colpito, sarebbe stato necessario rinvenire nella letteratura scientifica evidenze consolidate del fatto che l’uso dei telefoni mobili sia idoneo, in linea generale, a determinare il tumore della parotide (valutazione causale generale e criterio della idoneità lesiva; vedi le pagg. 11 e 12 della relazione di consulenza tecnica d’ufficio).

Tale criterio non è soddisfatto dalle evidenze scientifiche attuali.

Gli studi fino ad oggi condotti sulla relazione causale tra uso di telefoni mobili e tumore delle ghiandole salivari sono numericamente inferiori rispetto a quelli sul glioma e sul neurinoma del nervo acustico, maggiormente contraddittori e, soprattutto, tendono a escludere una relazione causale per un uso da leggero a moderato inferiore ai 10 anni, mentre non permettono conclusioni per un uso più intenso e/o più prolungato di 10 anni. La sintesi di tali studi effettuata dai C.T.U. nella loro relazione dà pienamente conto di tali affermazioni e per questo motivo è stata integralmente trascritta nelle precedenti pagine.”

FONTI DI FINANZIAMENTO DEGLI STUDI E CONFLITTI DI INTERESSE

Come già accennato, i CTP del ricorrente hanno inviato ai CTU le loro osservazioni su una prima bozza della relazione di Consulenza Tecnica d’Ufficio; a tali osservazioni i CTU hanno risposto con delle note specifiche da essi poi inviate al Giudice assieme alla relazione finale e alle stesse osservazioni dei CTP.

In particolare, i CTP sostenevano la superiorità metodologica degli studi del gruppo del prof. Hardell rispetto allo studio Interphone coordinato dalla IARC, connessa anche alla natura dei finanziamenti dello studio Interphone.

Sulla base delle note controdeduttive dei CTU, il Giudice così scriveva nella sentenza: *“Buona parte delle osservazioni [dei CTP] mirano a sostenere, da un lato, l’affidabilità del protocollo adottato dal ricercatore svedese Hardell nel condurre i suoi studi epidemiologici e l’imparzialità di essi, in quanto finanziati esclusivamente con fondi pubblici, dall’altro lato l’inaffidabilità del protocollo adottato dallo studio Interphone e l’inattendibilità di esso, in quanto cofinanziato dalle associazioni che riuniscono le maggiori compagnie di telefonia mobile.*

Sennonché:

- *la quasi totalità dei lavori del prof. Hardell citati [dai CTP] riguarda la relazione causale tra uso di telefoni mobili e tumori diversi da quello della parotide (gliomi, meningiomi, neurinomi acustici, glioblastomi);*
- *i due studi condotti dal gruppo del prof. Hardell sul tumore delle ghiandole salivari (Hardell et al. 2004, Soderqvist et al., 2012) non evidenziano alcuna associazione tra uso di telefoni mobili e rischio complessivo di tumore alle ghiandole salivari; tali studi vengono specificamente esaminati nella relazione dei C.T.U. (pagg. 59, 61 e 62); in particolare, per quanto attiene alle conclusioni dello studio Soderqvist et al., 2012, si riporta quanto sintetizzato dai C.T.U. alla pag. 62 della relazione: “Gli Autori concludevano che i loro dati si aggiungevano all’evidenza contraria ad un aumentato rischio per i tumori della parotide associato ad un uso da leggero a moderato dei telefoni cellulari/cordless e per utilizzi inferiori a 10 anni, mentre erano poco informativi circa i rischi connessi ad utilizzi più prolungati e/o più intensi”;*
- *lo studio Sadetzki sul tumore della parotide [Sadetzki et al., 2008], menzionato dal C.T.P: come “privo di difetti metodologici e bias” (vedi pag. 3 delle osservazioni alla relazione dei C.T.U.), fa in realtà parte dello studio Interphone e ne condivide protocollo e modalità di finanziamento.*

Il tema dei conflitti di interesse, al centro dell’acceso dibattito pubblico sulla questione dei rischi per la salute dei campi elettromagnetici, e che pure avrebbe una sua dignità, viene spesso trattato in modo pretestuoso e non privo di contraddizioni da chi sostiene per partito preso la pericolosità di tale agente fisico. Ciò è dimostrato dal fatto che di uno studio come quello di Sadetzki et al. (2008) può essere data una valutazione estremamente positiva (*“privo di difetti metodologici e bias”*), nonostante il fatto che faccia

parte del famigerato studio Interphone “finanziato dalle compagnie telefoniche”, solo perché i suoi risultati vanno nella direzione desiderata, non dando nel contempo molto peso ai risultati degli “studi indipendenti” del gruppo del prof. Hardell quando questi vanno nella direzione opposta. Come riportato nelle note controdeduttive dei CTU: *“Inspiegabilmente, il secondo studio del gruppo di Hardell relativo al particolare tipo di tumore da cui è stato affetto [...] (Söderqvist et al., 2012) non è neanche citato né nelle osservazioni [dei CTP] né nella perizia del 15 gennaio 2015, pur essendo stato citato nella relazione di CTU.”*

Per quanto riguarda le fonti di finanziamento dello studio Interphone, si ritiene rilevante il fatto che il Giudice abbia ritenuto condivisibile quanto osservato dai CTU nelle loro note alle osservazioni dei CTP, trascritto integralmente in nota nella sentenza e qui di seguito: *“Tornando allo studio di Huss et al. (2007), i suoi risultati, come si è detto, indicano una maggiore attendibilità degli studi a finanziamento misto, che contemperano l'esigenza di ottenere finanziamenti per ricerche molto onerose dal punto di vista economico da chi trae profitto dalle tecnologie potenziali causa di rischio con quella di non dover “rispondere” ad un singolo finanziatore con ben precisi interessi. Uno studio di questo tipo è appunto lo studio Interphone, a proposito delle cui fonti di finanziamento si fa presente quanto riportato nel comunicato stampa della IARC n° 200 del 17 maggio 2010²: lo studio Interphone è costato 19,2 milioni di Euro, 5,5 milioni dei quali di fonte industriale (meno del 30%). Di questi 5,5 milioni di Euro, 3,5 milioni sono stati forniti dal Mobile Manufacturers' Forum (MMF) e dalla GSM Association, attraverso un meccanismo di firewall garantito dalla UICC (International Union against Cancer) per preservare l'indipendenza degli scienziati. La maggior parte del resto dei 5,5 milioni di Euro è arrivata indirettamente dagli operatori e i produttori di telefonia mobile ai centri locali attraverso tasse e sovvenzioni raccolte da agenzie governative. Solo 0,5 milioni di Euro (2.5% del totale dei costi dello studio) sono stati forniti direttamente dall'industria ai centri locali di Canada e Francia ma, anche in questo caso, attraverso contratti che preservavano la totale indipendenza dei ricercatori. Il resto del finanziamento è stato fornito dalla Commissione Europea (3,74 milioni di Euro) e sorgenti di finanziamento locali e nazionali (in totale 9,9 milioni di Euro) nei paesi partecipanti. Un finanziamento addizionale per l'estensione della ricerca ai gruppi di età più giovani e più vecchi è stato ricevuto direttamente dagli operatori di telefonia mobile nel Regno Unito attraverso contratti che preservavano l'indipendenza dello studio. La natura mista dei finanziamenti, con finanziamenti minoritari da parte industriale e per di più gestiti tramite meccanismi di firewall, appare agli scriventi una garanzia sufficiente di affidabilità dello studio Interphone che permette di confutare tutte le considerazioni [dei CTP] circa i presunti “business bias” che lo condizionerebbero.” (vedi pagg. 18 e 19 delle note depositate il 10.03.2015).”*

LA SENTENZA DELLA CORTE DI APPELLO DI BRESCIA

Un altro elemento di critica dei CTP alla relazione di CTU consisteva nel fatto che in essa non era neanche citata la sentenza della Corte di Appello di Brescia del 2009, *“fondamentale riferimento sul tema dell'azione oncogena delle emissioni a radiofrequenza (RF) dei telefoni mobili”*.

A tal proposito, il Giudice afferma nella sentenza di condividere quanto espresso nelle note controdeduttive dei CTU: *“Nella relazione di CTU non è stata presa in considerazione la sentenza 614/2009 della Corte d'Appello di Brescia, sia perché non relativa ad un caso di tumore alle ghiandole salivari, sia perché antecedente alla valutazione della IARC avvenuta nel 2011, sia perché la valutazione di causalità generale richiede che venga dimostrata l'idoneità lesiva dell'agente in esame attraverso evidenze scientifiche consolidate, le quali si ritiene vadano ricercate più nella letteratura scientifica che non nella giurisprudenza.”*

Si precisa a questo proposito che i CTU, autori di questa relazione, erano perfettamente a conoscenza non solo dei contenuti della sentenza della Corte di Appello di Brescia, ma anche di tutte le problematiche di inconsistenza scientifica che la caratterizzano e che non possono essere addebitate ai Giudici, i quali si sono dovuti necessariamente affidare ad un consulente tecnico che avrebbe dovuto essere esperto della materia del contendere, come ampiamente discusso da Lagorio & Vecchia (2011) e Trenta (2011).

Si vuole tuttavia sottolineare che, anche se la sentenza della Corte di Appello, o meglio la relazione di CTU su cui essa si fondava, fosse stata ineccepibile dal punto di vista scientifico (e fosse stata relativa ad un caso di tumore alla parotide), anche in tal caso essa non avrebbe costituito un *“fondamentale riferimento sul tema dell'azione oncogena delle emissioni a radiofrequenza (RF) dei telefoni mobili”*, non potendosi cristallizzare le conoscenze scientifiche ad un dato momento “per sentenza”.

2 Reperibile all'indirizzo http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2010/pdfs/pr200_E.pdf

CONCLUSIONI

Scopo dichiarato della presente relazione è stato quello di informare quella parte della comunità scientifica maggiormente coinvolta nella radioprotezione circa questo sviluppo giudiziario, dando anche qualche informazione, oltre agli aspetti più strettamente scientifici e di approccio medico-legale, anche su altri elementi di interesse per tutti coloro che conoscono le accese polemiche che connotano il tema dei possibili effetti sulla salute dei campi elettromagnetici.

Sebbene l'evidente contrasto tra sentenze su argomenti simili potrebbe essere semplicemente spiegato dalla naturale evoluzione delle conoscenze scientifiche sul tema dell'azione oncogena dei campi elettromagnetici a RF, o anche dalla differente localizzazione della patologia tumorale in questione, non si può ignorare che in alcuni casi sono già state evidenziate profonde carenze metodologiche che riflettono la mancanza di competenze specifiche nei consulenti tecnici che supportano le decisioni dei giudici.

Tale aspetto, evidenziabile anche in altre sentenze che hanno avuto come agente di rischio "incriminato" i CEM, è stato già portato all'attenzione degli organi tecnici e politici, oltre che su riviste di settore, e necessita evidentemente di adeguate misure correttive per non incorrere negli errori del passato.

BIBLIOGRAFIA

- [1] International Agency for Research on Cancer (IARC) (2013). Non-ionizing radiation, Part II: Radiofrequency Electromagnetic Fields. Lyon, France: Monographs on the Evaluation of Carcinogen Risks to Humans, vol. 102.
- [2] Hardell L, Hallquist A, Hansson Mild K, Carlberg M, Gertzen H, Schildt EB, Dahlgqvist A (2004). No association between the use of cellular or cordless telephones and salivary gland tumours. *Occup Environ Med*;61(8):675-9.
- [3] Huss A, Egger M, Hug K, Huwiler-Müntener K, Rössli (2007). Source of funding and results of studies of health effects of mobile phone use: systematic review of experimental studies. *Environ Health Perspect*;115(1):1-4.
- [4] Lagorio S, Vecchia P (2011). Una corte italiana riconosce l'origine professionale di un neurinoma del trigemino ed un utilizzatore di telefoni mobili: un esempio concreto dei complessi rapporti tra scienza e diritto. *Med Lav*;102(2):144-162.
- [5] Sadetzki S, Chetrit A, Jarus-Hakak A, Cardis E, Deutch Y, Duvdevani S, Zultan A, Novikov I, Freedman L, Wolf M (2008). Cellular phone use and risk of benign and malignant parotid gland tumors - a nationwide case-control study. *Am J Epidemiol*;167(4):457-67.
- [6] Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks (SCENIHR) (2013). Preliminary opinion on potential health effects of exposure to electromagnetic fields (EMF). Approved at the 4th plenary of 12 December 2013.
- [7] Scientific Committee on Emerging Newly Identified Health Risks (SCENIHR) (2015). Opinion on potential health effects of exposure to electromagnetic fields. *Bioelectromagnetics*;36:480-4 (Letter to the Editor).
- [8] Söderqvist F, Carlberg M, Hardell L (2012). Use of wireless phones and the risk of salivary gland tumours: a case-control study. *Eur J Cancer Prev*; 21(6):576-9.
- [9] Trenta G (2011). Competenze e professionalità nelle consulenze d'ufficio in tribunale. *Med Lav*;102(2):163-6.

Campi magnetici statici negli ambienti di lavoro: problematiche legate al movimento e approcci alla valutazione dell'esposizione

R. Falsaperla¹, D. Andreuccetti², G.M. Contessa³, V. Lopresto³, R. Pinto³, A. Polichetti⁴, M. Tomaiuolo⁴, N. Zoppetti²

¹INAIL, Monte Porzio Catone (RM)

²CNR-IFAC, Sesto Fiorentino (FI)

³ENEA, Centro Ricerche Casaccia, Roma

⁴Istituto Superiore di Sanità, Roma

INTRODUZIONE

Le problematiche protezionistiche connesse con l'esposizione occupazionale nei reparti di Risonanza Magnetica hanno rivestito un ruolo fondamentale nel processo di sospensione, e successiva revisione, della Direttiva 2004/40/CE sulla protezione dei lavoratori dall'esposizione ai campi elettromagnetici tra 0 e 300 GHz. Tale processo si è concluso con l'abrogazione della direttiva stessa, sostituita dalla Direttiva 2013/35/UE che gli Stati Membri dell'Unione Europea dovranno recepire entro il 1 luglio 2016.

Tra le tematiche di maggiore interesse in questo ambito assume particolare rilevanza quella relativa al movimento dell'operatore nel campo magnetico statico (CMS) non essendo stata, ad oggi, ancora definita una metodologia per la misura e la valutazione dell'esposizione.

La Direttiva 2013/35/UE affronta esplicitamente il problema degli effetti associati al movimento, rimandando per una valutazione esaustiva alla prevista pubblicazione di pertinenti linee guida da parte dell'International Commission on Non Ionizing Radiation Protection (ICNIRP), relative ai campi elettrici indotti nel corpo umano dal movimento in un campo magnetico statico e da campi magnetici variabili a frequenze inferiori a 1 Hz. La Commissione Europea avrebbe dovuto inserire queste linee guida (poi pubblicate nel 2014) negli allegati della direttiva stessa, attraverso un atto delegato che non è stato adottato.

Si pone quindi il quesito su come procedere alla valutazione dell'esposizione di un lavoratore che si muove in un campo magnetico statico, sia nell'ottica di fornire indicazioni applicative per assolvere all'obbligo di valutazione del rischio da esposizione ai campi elettromagnetici (già cogente in Italia ai sensi del D.Lgs. 81/08 e s.m.i.), sia allo scopo di approfondire i sottostanti aspetti tecnico-scientifici.

Nel presente lavoro verranno discussi due possibili approcci: il primo prevede l'applicazione dei soli requisiti di protezione stabiliti dalla Direttiva 2013/35/UE, mentre il secondo si basa sia sui requisiti della direttiva, sia sulle indicazioni dell'ICNIRP (ICNIRP, 2014).

MOVIMENTO NEL CAMPO MAGNETICO STATICO: BASI SCIENTIFICHE DELLA NORMATIVA EUROPEA DI PROTEZIONE

Secondo la legge di Faraday, una variazione nel tempo del flusso dell'induzione magnetica **B** attraverso la sezione di un corpo induce un campo elettrico proporzionale alla derivata temporale $d\mathbf{B}/dt$. Analogamente a quanto accade nel caso dell'esposizione a campi magnetici variabili nel tempo, quando un soggetto si muove in un CMS, campi elettrici e correnti sono indotti nei tessuti dell'organismo dai movimenti di traslazione se il campo è disomogeneo, e da quelli di rotazione anche se il campo è omogeneo (in tal caso varia l'angolo tra il vettore **B** e la normale alla sezione del corpo, e di conseguenza il flusso).

In un sistema di riferimento solidale con il soggetto in movimento, il problema si può ricondurre all'esposizione ad un campo magnetico variabile a bassissima frequenza (fino a qualche hertz) (ICNIRP, 2014).

I possibili effetti biologici associati ai campi elettrici indotti dal movimento nel CMS o da campi magnetici variabili nel tempo sono la stimolazione del sistema nervoso periferico (SNP, con eventuale eccitazione muscolare), del sistema nervoso centrale (SNC, con possibile manifestazione di fosfeni, cioè sensazioni visive, simili a lampi di luce, causate dai campi elettrici e correnti indotti nella retina) e infine del sistema vestibolare (che può causare nausea e vertigini).

Tali effetti possono essere classificati in due categorie: effetti che comportano un rischio per la salute

(sanitari) a carico del sistema nervoso periferico, ed effetti di minore importanza (sensoriali) a carico del sistema nervoso centrale e del sistema vestibolare. Questi ultimi non vengono considerati pericolosi di per sé, ma possono o meno implicare rischi per la sicurezza in funzione del tipo di attività svolta dal lavoratore e dell'ambiente in cui essa viene svolta. La loro entità peraltro varia considerevolmente da soggetto a soggetto.

I Valori Limite di Esposizione stabiliti dalla Direttiva 2013/35/UE, per quanto riguarda la protezione dei lavoratori dalle esposizioni al CMS, sono ripresi dalle linee guida dell'ICNIRP pubblicate nel 2009 che affrontano anche il problema degli effetti associati al movimento.

Tali linee guida hanno aggiornato i limiti di esposizione già fissati dalla stessa ICNIRP nel 1994 (ICNIRP, 1994), introducendo due importanti novità. La prima è l'eliminazione del limite espresso come media sulla giornata lavorativa, in quanto, spiega l'ICNIRP, *“Le raccomandazioni non si basano sull'esposizione media nel tempo perché, oltre all'esperienza acquisita grazie all'uso in tutto il mondo di sistemi a Risonanza Magnetica e di altre sorgenti di campi statici negli ultimi 20 anni, anche considerazioni meccanicistiche indicano che qualunque effetto debba verosimilmente essere acuto”*. La seconda è l'introduzione di un approccio flessibile, ovvero la possibilità di un rilassamento dei limiti di esposizione per la protezione dei lavoratori, accettando la possibilità del verificarsi degli effetti sensoriali, a condizione che ne siano controllate le conseguenze per la sicurezza, ovvero *“se l'ambiente è controllato e se sono state implementate apposite procedure lavorative per controllare gli effetti indotti dal movimento all'interno del campo”*.

Sulla base di un'analisi della letteratura scientifica, l'ICNIRP (ICNIRP, 2009) ha raccomandato come limiti per le esposizioni occupazionali, espressi in termini di intensità dell'induzione magnetica (B), i valori di 2 T e 8 T, rispettivamente per testa e tronco e per gli arti, dove il limite di 2 T è stato fissato allo scopo di prevenire, non solo gli effetti sanitari, ma anche gli effetti sensoriali associati al movimento del soggetto all'interno del CMS.

Tuttavia, in coerenza con il suo approccio flessibile, l'ICNIRP afferma che per attività lavorative per cui si rendano necessarie esposizioni al di sopra di 2 T, se l'ambiente è “controllato” e se sono messe in atto adeguate procedure di lavoro per limitare gli effetti sensoriali indotti dal movimento, sono permesse esposizioni fino a 8 T anche della testa e del tronco.

Anche se l'ICNIRP non definisce in modo esplicito gli 8 T come limite di esposizione, tale valore può essere considerato un vero e proprio limite per gli effetti sanitari, e come tale è stato recepito nella Direttiva 2013/35/UE, che per quanto riguarda le esposizioni dei lavoratori ai campi magnetici statici (0 - 1 Hz) si basa proprio sulle linee guida ICNIRP del 2009.

Tuttavia, il limite di 8 T non sembra riferirsi a possibili effetti sanitari associati al movimento del soggetto esposto, infatti nelle linee guida dell'ICNIRP si legge: *“le informazioni attuali non indicano alcun serio effetto sanitario a seguito di un'esposizione acuta a un campo magnetico statico fino a 8 T di individui fermi”* (ICNIRP, 2009). Nelle stesse linee guida si legge inoltre: *“per un corpo che si muove a una velocità costante di $0,5 \text{ m s}^{-1}$ in un magnete da 4 T, Crozier e Liu (2005) stimano che la massima intensità di campo elettrico indotto nel corpo sia di circa 2 Vm^{-1} , pressoché uguale al valore che si presenta come soglia per la stimolazione del sistema nervoso periferico nell'intervallo di frequenza 10 Hz – 1 kHz”* (ICNIRP, 2009), non escludendo perciò la possibilità che la stimolazione del SNP si verifichi al di sotto di 8 T. Ciò è confermato dal fatto che la stessa ICNIRP nel 2014 ha espresso le seguenti considerazioni: *“Per movimenti normali, è improbabile che la soglia per la stimolazione del SNP sia raggiunta per esposizioni inferiori a 8 T, sebbene sia possibile che le restrizioni di base per la stimolazione dei nervi periferici possano essere leggermente superate con movimenti molto veloci”* (ICNIRP, 2014).

Il limite di 8T non appare pertanto adeguato a proteggere completamente da possibili effetti sanitari associati al movimento del soggetto esposto. Come sarà chiarito nei prossimi paragrafi, l'ICNIRP ha introdotto nelle linee guida del 2014, raccomandazioni specifiche in proposito.

LE LINEE GUIDA ICNIRP DEL 2014

Nelle linee guida dell'ICNIRP per la limitazione delle esposizioni dei lavoratori ai campi elettrici indotti dal movimento del corpo umano nel CMS e dai campi magnetici variabili nel tempo a frequenze inferiori a 1 Hz (ICNIRP, 2014), viene riproposto l'approccio flessibile delle precedenti linee guida (ICNIRP, 2009) incorporato nella Direttiva 2013/35/UE. Viene infatti introdotto il concetto di “esposizione controllata”, simile, ma non esattamente identico, a quello di “ambiente controllato” già utilizzato nelle linee guida del 2009. Vengono fissate delle “restrizioni di base” per le esposizioni controllate da utilizzare in ambienti di lavoro dove l'accesso è limitato ai lavoratori opportunamente istruiti circa gli effetti biologici che possono

derivare dall'esposizione, e dove i lavoratori siano in grado di controllare i loro movimenti al fine di prevenire effetti sensoriali fastidiosi. In tutti gli altri contesti lavorativi, si applicano invece le restrizioni di base per le esposizioni non controllate (ICNIRP, 2014).

Limitatamente agli effetti di stimolazione del SNP e all'induzione di fosfeni alle restrizioni di base "dosimetriche", fissate cioè su una grandezza fisica interna al corpo umano quale il campo elettrico interno indotto dall'esposizione al campo magnetico esterno, corrispondono dei "livelli di riferimento" fissati su una grandezza "radiometrica", più facilmente misurabile in assenza del corpo esposto, quale la derivata temporale dell'induzione magnetica (Tabella 1). Tale articolazione dei limiti in restrizioni di base e livelli di riferimento, finora adottata dall'ICNIRP esclusivamente in relazione ai campi magnetici variabili nel tempo, viene così adottata anche in relazione al campo magnetico statico. Mentre le restrizioni di base per l'effetto sanitario di stimolazione del SNP devono essere rispettate anche in condizioni controllate di esposizione, le restrizioni di base per l'effetto sensoriale di induzione di fosfeni devono essere rispettate solo in condizioni di esposizione non controllate.

Table 1. Exposure restrictions for controlling movement in a static magnetic field and exposure to a time-varying magnetic field below 1 Hz. Above 1 Hz the basic restrictions and the reference levels are presented in the ICNIRP (2010) guidelines. For uncontrolled exposure the reference levels for a magnetic flux density may be converted to dB/dt by using (eqn 5).

Frequency f (Hz)	Basic restrictions				Reference levels	
	ΔB (T) ^a	$B_{\text{peak to peak}}$ (T)	Internal electric field strength [V m ⁻¹ (peak)]		dB/dt [Ts ⁻¹ (peak)]	
Critical effect	Vertigo due to movement in static B field	Vertigo due to time-varying B field	PNS effects due to movement in static B field and due to time-varying B field	Phosphenes due to movement in static B field and due to time-varying B field	PNS effects due to movement in static B field and due to time-varying B field	Phosphenes due to movement in static B field and due to time-varying B field
Exposure condition ^b	Uncontrolled	Uncontrolled	Controlled	Uncontrolled	Controlled	Uncontrolled
0	2					
0–1		2				
0–0.66			1.1	1.1	2.7	2.7
0.66–1 ^c			1.1	0.7/f	2.7	1.8/f

^aThe maximum change of magnetic flux density ΔB is determined over any 3 s period.

^bFor controlled exposure conditions, a ΔB of 2 T may be exceeded.

Tabella 1 | Restrizioni di base e livelli di riferimento raccomandati nel 2014 dall'ICNIRP (ICNIRP, 2014)

Per quanto riguarda gli altri effetti sensoriali transitori (vertigini e nausea), le restrizioni di base sono direttamente fissate su grandezze esterne al corpo, e non vi è pertanto la necessità di corrispondenti livelli di riferimento. Tali restrizioni di base, essendo relative ad effetti sensoriali, devono essere rispettate solo in condizioni di esposizione non controllate, e si aggiungono alla limitazione a 2 T del CMS già prevista in ICNIRP (ICNIRP, 2009) e nella Direttiva 2013/35/UE. La nuova limitazione sul CMS è imposta sulla variazione dell'induzione magnetica percepita dal soggetto in movimento (ΔB), ed è pari ad una massima variazione di 2 T in qualsiasi periodo di 3s.

È necessario a questo punto soffermarsi su alcune difficoltà interpretative di quanto previsto nella "Table 1" delle linee guida ICNIRP del 2014, che si è ritenuto opportuno riportare nella sua forma originale in Tabella 1. Un primo elemento di possibile malinteso è dato dal fatto che nella didascalia della tabella ICNIRP si parla di "restrizioni all'esposizione per controllare il movimento in un campo magnetico statico", e ciò, apparentemente, non solo per quanto riguarda le esposizioni controllate, ma anche per le esposizioni non controllate per le quali, secondo logica, non dovrebbe essere necessario controllare il movimento in alcun modo. Inoltre, la stessa formulazione del limite di esposizione lascia pensare che un suo rispetto sia affidato ad un controllo del movimento del soggetto, che non deve muoversi così rapidamente da percepire una variazione dell'induzione magnetica pari a 2 T in meno di 3 s.

Dopo un ampio dibattito tra gli autori di questa comunicazione, al fine di superare tali difficoltà interpretative delle linee guida ICNIRP del 2014, si è ipotizzato che la frase citata nella didascalia della tabella dell'ICNIRP possa essere una svista, e che sia necessaria una verifica a priori del limite sul ΔB , in relazione a qualunque movimento possa effettuare il lavoratore, senza alcun bisogno di fornire al lavoratore stesso delle prescrizioni su come muoversi.

È stata invece scartata l'ipotesi alternativa che la svista fosse nel fissare il limite sul ΔB in relazione ad esposizioni non controllate invece che ad esposizioni controllate. Questo sia perché la nota "b" della tabella ICNIRP puntualizza che *"per condizioni di esposizione controllate, un ΔB di 2 T può essere superato"*, sia perché, nella logica dell'approccio flessibile dell'ICNIRP, non è ipotizzabile che siano state fissate delle restrizioni di base per esposizioni controllate (quindi dei veri e propri limiti di esposizione che non devono essere mai superati) al solo fine di evitare effetti sensoriali di scarsa rilevanza. Al contrario, nel caso delle esposizioni controllate, l'indicazione relativa alla massima variazione percepita dell'induzione magnetica è riportata nel testo delle linee guida ICNIRP non come "restrizione", bensì come "informazione" utile alla definizione di appropriate pratiche di lavoro per il controllo degli effetti sensoriali indotti dal movimento: "la probabilità di vertigini e nausea sarà bassa se è possibile muoversi così lentamente che il massimo ΔB non ecceda i 2 T durante qualsiasi periodo di 3 s" (ICNIRP, 2014).

Un'ulteriore difficoltà interpretativa della restrizione sulla variazione ΔB nasce dal fatto che non viene esplicitato se si tratti della variazione del modulo dell'induzione magnetica B , o se si tratti del modulo della variazione del vettore induzione magnetica B . Alcune considerazioni portano comunque a concludere per la seconda ipotesi.

In primo luogo, le condizioni di esposizione non controllate richiedono che il lavoratore si trovi in un "ambiente non controllato", nel quale il limite di esposizione fissato nel 2009 dall'ICNIRP è pari a 2 T: in questo caso il modulo B varia tra 0 e 2 T, per cui una sua variazione è necessariamente inferiore a 2 T, e la restrizione di base perderebbe di senso.

In secondo luogo, la restrizione di base sulla variazione percepita dell'induzione magnetica è fondata sulla legge di Faraday, in cui interviene la derivata temporale del vettore induzione magnetica B . Una restrizione espressa sulla variazione del modulo B non solo non sarebbe coerente con il suo fondamento fisico, ma non sarebbe in alcun modo efficace per prevenire effetti sensoriali connessi a movimenti di rotazione, per quanto veloci, in un CMS omogeneo nel quale $\Delta B = 0$.

Assumendo quindi che il ΔB in Tabella 1 sia il modulo del vettore ΔB , se ne ricavano alcune conseguenze interessanti, che tuttavia non sono state esplicitate dall'ICNIRP: chiaramente si tratta di una restrizione aggiuntiva per gli ambienti non controllati (dove le esposizioni non sono controllate) nei quali si riteneva prima della pubblicazione delle linee guida che il limite di esposizione di 2 T fosse sufficiente a prevenire gli effetti sensoriali; tale restrizione aggiuntiva indica invece la possibilità di nausea e vertigini al di sotto della soglia di 2 T.

Inoltre, affinché sia possibile che il modulo del vettore ΔB sia superiore a 2 T, è necessario che il modulo B sia in qualche punto dello spazio superiore a 1 T: solo in tal caso, a seguito di una rotazione di 180° , il soggetto in movimento può percepire una variazione del vettore induzione magnetica da $+B$ a $-B$ superiore, in modulo, a 2 T. Ciò significa che la restrizione di base per la prevenzione degli effetti di nausea e vertigini non può essere superata se il campo ha ovunque intensità inferiore a 1 T, valore che, se fosse assunto come nuovo ed unico limite di esposizione, comporterebbe una notevole semplificazione della valutazione del rischio. Senza spingersi a tanto, si evidenzia comunque che, una volta verificato che il CMS è inferiore a 1 T, non è necessario effettuare ulteriori verifiche del rispetto della restrizione di base che tengano conto dei possibili movimenti del lavoratore, per poter definire l'ambiente di lavoro, e così le condizioni di esposizione, come "non controllato".

Per le altre due categorie di effetti (fosfeni e SNP), i limiti introdotti, sono ora espressi sia in termini di campo elettrico di picco, indotto nell'organismo del soggetto esposto (restrizioni di base per la grandezza dosimetrica interna), sia in termini del valore di picco della derivata temporale ("percepita") dell'induzione magnetica (livelli di riferimento radiometrici derivati dalle grandezze dosimetriche interne). Per l'impiego pratico, può essere opportuno ricondurre il valore di picco della derivata al valore efficace del campo tramite la relazione:

$$\left(\frac{dB}{dt} \right)_{\text{picco}} = 2\pi f \sqrt{2} B_{\text{rms}}$$

Con questa relazione, si evidenzia anche che i livelli di riferimento (LR) forniti per le condizioni di esposizione non controllate e controllate si raccordano perfettamente con i livelli di azione (LA), rispettivamente inferiori e superiori, adottati dalla Direttiva 2013/35/UE, mostrando la coerenza dell'approccio protezionistico (Figura 1). Si noti peraltro che i LA inferiori introdotti dalla direttiva sono coincidenti con i livelli di riferimento indicati dall'ICNIRP nelle linee guida relative ai campi in bassa frequenza (ICNIRP, 2010).

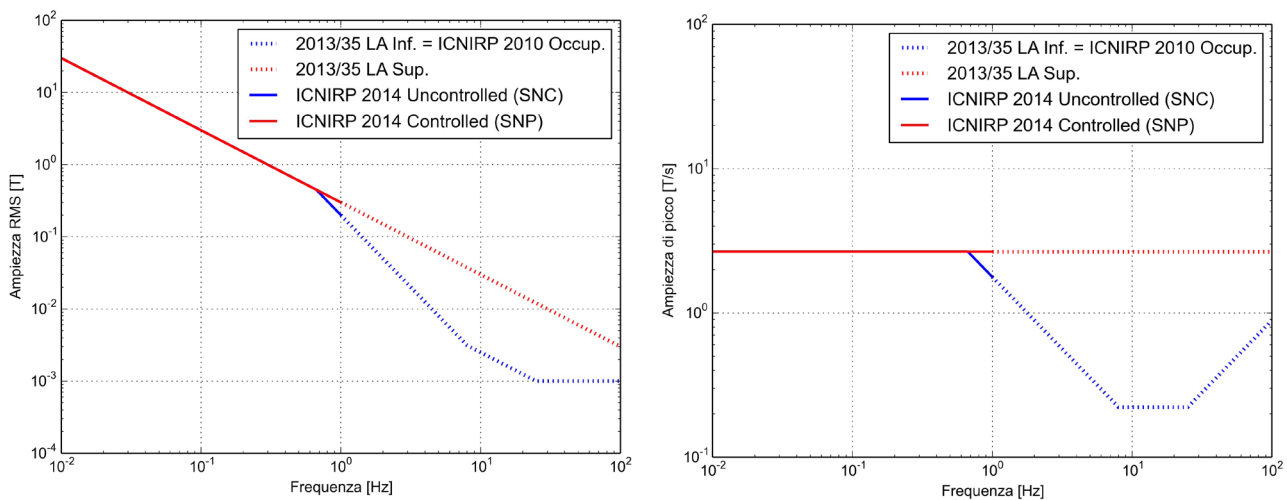


Figura 1 | Andamento LR e LA, in termini di B (a) e di dB/dt (b)

Al di là delle difficoltà interpretative descritte, per l'applicazione delle raccomandazioni indicate dall'ICNIRP restano comunque alcune difficoltà operative in quanto non è stata ancora definita una procedura standardizzata per la misura delle variazioni del CMS percepite da un soggetto in movimento, Nel paragrafo seguente viene presentato un approccio messo a punto dagli autori in recenti campagne sperimentali.

APPROCCIO SPERIMENTALE ALLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

Le campagne di misura condotte da alcuni degli autori erano inquadrare in progetti nazionali di ricerca, promossi da ISPESL (2008-2010), INAIL (2010-2011) e Ministero della Salute (2010-2014), volti ad indagare l'esposizione ai campi elettromagnetici in Risonanza Magnetica. In particolare, le campagne in cui si sono analizzate le variazioni del CMS percepite da soggetti in movimento si sono svolte presso l'Ospedale Pediatrico Bambino Gesù, sia nella sede di Palidoro (Roma), dove è presente uno scanner a corpo intero Philips Achieva da 1,5 T, sia in quella di Roma Gianicolo, dove è disponibile uno scanner Siemens Magnetom Skyra da 3 T, anch'esso a corpo intero.

Le procedura di misura utilizzata impiegava dei volontari, a cui veniva chiesto di mimare l'attività dei lavoratori addetti ai reparti di Risonanza Magnetica, indossando nel contempo una sonda di campo magnetostatico (Metrolab THM1176) posizionata sulla testa. Complessivamente, si sono svolte 19 "azioni realistiche", ovvero successioni di movimenti pensate per rappresentare alcuni specifici compiti effettivamente svolti dai lavoratori; 8 di queste azioni hanno interessato lo scanner da 1,5 T e 11 quello da 3 T. La durata delle azioni variava da poco meno di mezzo minuto a poco meno di un minuto e mezzo.

La sonda indossata dai volontari (Figura 2) era collegata a un personal computer che campionava e memorizzava le tre componenti dell'induzione magnetica (variabili nel tempo a causa del movimento) con una frequenza di 10 campioni al secondo. In questo modo è stato possibile ricostruire gli spettri del campo percepito come variabile nel corso delle varie azioni, fino alla frequenza massima di 5 Hz. Da questi spettri si è visto che più di due terzi delle azioni analizzate occupavano una banda inferiore a 0,8 Hz, mentre la loro totalità rientrava entro 1,3 Hz.



Figura 2 | Misura, con la sonda Metrolab THM1176, dell'induzione magnetica percepita come variabile dal soggetto in movimento durante la simulazione di un'azione realistica.

Le elaborazioni dei dati sono state effettuate alla luce delle osservazioni e riflessioni riportate in questo lavoro. In attesa che si chiariscano i dubbi interpretativi discussi, si è quindi deciso di confrontare gli andamenti delle tre seguenti grandezze: modulo di B, massima variazione del modulo di B e massimo modulo della variazione di B (Figure 3 e 4).

A titolo esemplificativo nella Figura 3 si riporta l'andamento delle due grandezze suddette confrontandolo con quello del modulo B nel caso di un'azione, compiuta nella sala di uno scanner a 3T, che si può schematizzare come segue: un operatore entra nella sala magnete, passa sulla sinistra del gantry spostandosi dietro di esso, si avvicina all'imboccatura del bore, si volta ed esce compiendo il percorso inverso.

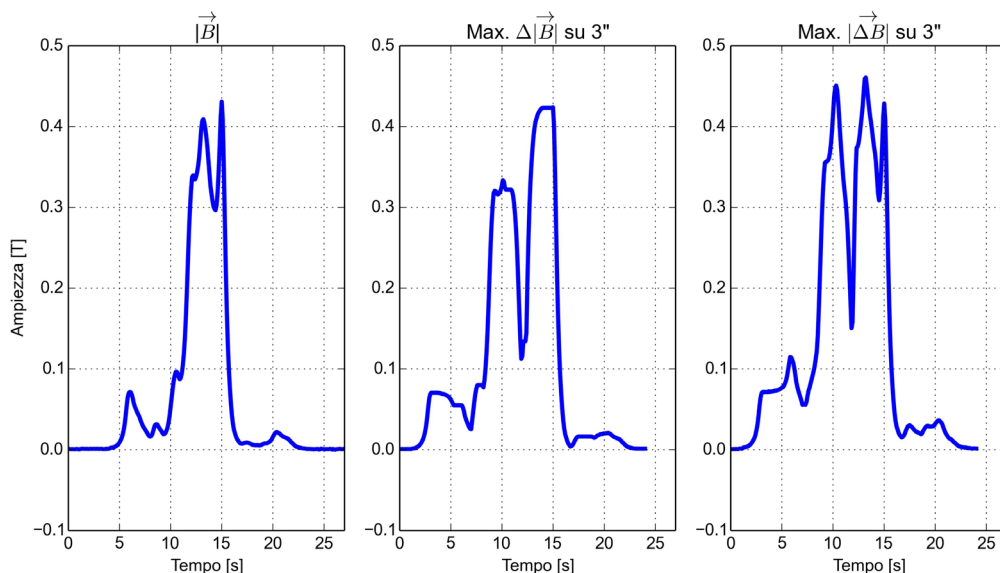


Figura 3 | Andamento nel tempo del modulo B, della massima variazione del modulo B e del massimo modulo della variazione del vettore B

Per ciascuna delle 19 azioni realistiche esaminate, si è riportato inoltre in un grafico un punto la cui ascissa è pari al massimo valore assunto, nel corso dell'azione, dalla variazione su finestra mobile di 3 s del modulo dell'induzione magnetica, mentre l'ordinata è pari al massimo valore assunto dal modulo della variazione, sempre su finestra mobile di 3 s, del vettore induzione magnetica (Figura 4).

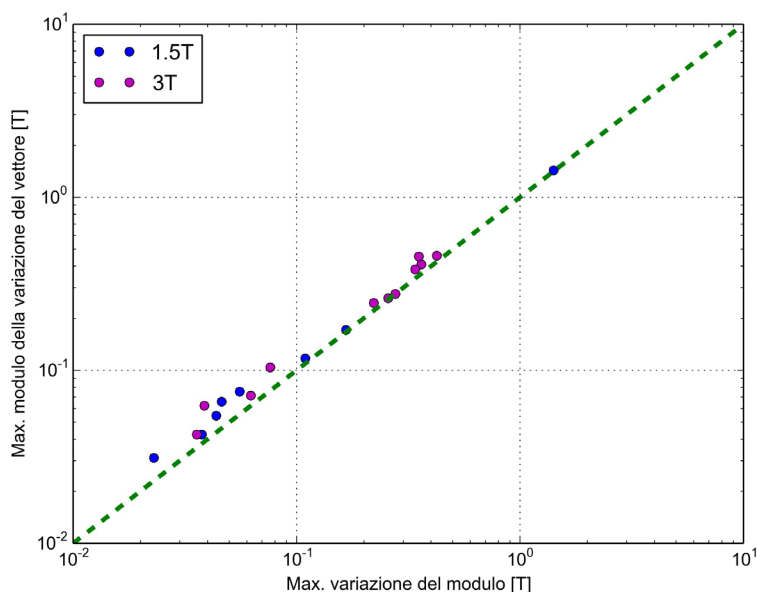


Figura 4 | Confronto tra la massima variazione del modulo B e il massimo modulo della variazione del vettore B

Osservando la Figura 4, si vede (come per altro era prevedibile) che il valore massimo del modulo della variazione del vettore B è sempre maggiore o uguale alla variazione massima del modulo del vettore stesso. Le due grandezze risultano inoltre abbastanza coerenti (nel senso che – confrontando due azioni – quando una delle due grandezze è maggiore, lo è in genere anche l'altra), con poche eccezioni.

DUE POSSIBILI APPROCCI PER LA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

Come già accennato, in base all'articolo 11 comma 2 della Direttiva 2013/35/UE, la Commissione avrebbe dovuto inserire le linee guida ICNIRP negli allegati tecnici della direttiva medesima. Nel settembre 2014 la Commissione ha creato un gruppo di lavoro per esaminare le problematiche di attuazione di questo articolo, ma ad oggi (settembre 2015), per quanto a conoscenza degli scriventi, non ha ancora adottato alcuna iniziativa propositiva.

In previsione del recepimento della direttiva, si pone quindi il quesito su come procedere alla valutazione dell'esposizione di un lavoratore che si muove in un campo magnetico statico, sia nell'ottica di fornire indicazioni applicative al datore di lavoro per assolvere all'obbligo di valutazione del rischio (già cogente in Italia ai sensi del D.Lgs. 81/08 e s.m.i.), sia allo scopo di approfondire gli aspetti tecnico-scientifici insiti nella tematica.

Nel presente lavoro vengono quindi descritti due possibili approcci operativi: il primo prevede l'applicazione dei soli requisiti di protezione stabiliti dalla Direttiva 2013/35/UE (approccio che possiamo definire "normativo"), mentre il secondo (che possiamo definire "tecnico-scientifico") incorpora sia i requisiti della direttiva, sia le indicazioni fornite dall'ICNIRP nel 2014.

Approccio normativo

Ci si riferisce solo ai limiti di 2 T e 8 T indicati dalla direttiva nell'ALLEGATO II Tabella A1 per l'induzione magnetica esterna. Laddove si superano i 2 T si devono adottare tutte le misure di protezione in conformità all'articolo 5 della direttiva.

Approccio tecnico-scientifico

Si applicano le linee guida ICNIRP del 2014 integrandole con le disposizioni della direttiva per frequenze superiori a 1 Hz (Figura 1). In questo caso la trattazione considererà separatamente la protezione dai vari effetti in riferimento alle due differenti tipologie di esposizioni controllate e non-controllate.

Per la protezione dagli effetti di nausea e vertigini, in aggiunta alle disposizioni della direttiva, si può valutare il modulo della variazione del vettore induzione magnetica B su finestra mobile di 3 s (che come già detto sembra il parametro più idoneo alla verifica delle restrizioni di base stabilite dall'ICNIRP). Tale approccio è più cautelativo di quello puramente normativo, in quanto, come abbiamo dimostrato la restrizione su ΔB può essere violata anche se il campo è minore di 2T. Inoltre esso consente di dare indicazioni protezionistiche aggiuntive agli operatori rispetto alla sola misura del CMS ambientale.

Nel caso della protezione del SNP, ovvero in condizioni di esposizioni controllate, la verifica dei livelli di esposizione si baserebbe sull'applicazione del metodo del picco ponderato, introdotto dall'ICNIRP con lo *statement* del 2003 (ICNIRP 2003) per valutare l'esposizione a segnali complessi non sinusoidali (che presentano un ampio spettro in frequenza), e indicato anche dalla Direttiva 2013/35/UE come metodo elettivo per questa tipologia di sorgenti.

In base al metodo del picco ponderato, il contenuto in frequenza di una forma d'onda viene elaborato pesando le ampiezze delle componenti spettrali rispetto ai limiti alle frequenze corrispondenti e tenendo anche conto delle fasi delle componenti stesse. Il valore assoluto massimo della forma d'onda così pesata fornisce un indice (che indicheremo con la sigla WP, dall'inglese *weighted peak*), il cui valore deve essere inferiore a 1 per garantire la conformità. In questo caso, i limiti utilizzati sono i livelli di riferimento delle linee guida ICNIRP 2014 per l'intervallo di frequenze 0 – 1 Hz e i livelli di azione superiori della direttiva per frequenze superiori (Tabella 2 ALLEGATO II). L'indice calcolato può essere indicato come "*indice di conformità per gli effetti sanitari*", WP_{sanitari}

Passando infine alla protezione dai fosfeni in condizioni di esposizioni non controllate, si applicherebbe sempre il metodo del picco ponderato, utilizzando in questo caso, per il calcolo dell'indice, i pertinenti livelli di riferimento stabiliti dalle linee guida ICNIRP 2014 per l'intervallo di frequenze 0 – 1 Hz e i livelli di azione inferiori della direttiva per frequenze superiori (Tabella 2 ALLEGATO II). L'indice calcolato può essere indicato come "*indice di conformità per gli effetti sensoriali*", $WP_{\text{sensoriali}}$

CONCLUSIONI

Nel presente lavoro sono stati descritti due diversi approcci per la valutazione dell'esposizione occupazionale relativa al movimento di un operatore nel CMS.

L'approccio che abbiamo definito "normativo" potrebbe essere ad oggi l'approccio più semplice da suggerire ai datori di lavoro in quanto basato solo sulla misura dei campi ambientali da confrontare direttamente con i limiti di esposizione.

L'approccio che abbiamo definito "tecnico-scientifico" risulta più complesso sia dal punto di vista teorico che applicativo/metrologico, ma più esaustivo per quanto concerne la valutazione dell'esposizione. Questo approccio infatti è compatibile con i requisiti minimi fissati dalla Direttiva, ma introduce ulteriori restrizioni per quanto riguarda la protezione degli effetti sensoriali e prende in considerazione anche la protezione dagli effetti sanitari dovuti al movimento non contemplati dalle disposizioni della direttiva. Inoltre in questo caso vengono esaminate anche le eventuali componenti spettrali a frequenze superiori ad 1 Hz dei campi magnetici percepiti come variabili a causa del movimento.

Se le difficoltà interpretative delle linee guida ICNIRP venissero chiarite dalla *non-binding* guide prevista dal direttiva, sarebbe dunque più adeguato suggerire ai datori di lavoro l'approccio "tecnico-scientifico" in quanto, anche se complesso, fornisce una valutazione del rischio più esaustiva.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Direttiva 2004/40/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 29 aprile 2004 sulle prescrizioni minime di sicurezza e di salute relative all'esposizione dei lavoratori ai rischi derivanti dagli agenti fisici (campi elettromagnetici). Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 184/1-9, 24.5.2004.
- [2] Direttiva 2013/35/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 26 giugno 2013 sulle disposizioni minime di sicurezza e di salute relative all'esposizione dei lavoratori ai rischi derivanti dagli agenti fisici (campi elettromagnetici). Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 179/1-21, 29.6.2013.
- [3] ICNIRP 1994: "Guidelines on limits of exposure to static magnetic fields". Health Physics, Vol.66, N.1, January 1994, pp.100-106.
- [4] ICNIRP 2003: "Guidance on determining compliance of exposure to pulsed and complex non-sinusoidal waveforms below 100 kHz with ICNIRP guidelines". Health Phys. 84 383-7, 2003.
- [5] ICNIRP 2009: "Guidelines on limits of exposure to static magnetic fields". Health Physics, Vol.96, N.4, April 2009, pp.504-514.
- [6] ICNIRP 2010: "Guidelines for limiting exposure to time-varying electric and magnetic fields (1 Hz to 100 kHz)". Health Physics, Vol.99, N.6, December 2010, pp.818-836.
- [7] ICNIRP 2014: "Guidelines for limiting exposure to electric fields induced by movement of the human body in a static magnetic field and by time-varying magnetic fields below 1 Hz". Health Physics, Vol.106, N.3, March 2014, pp.418-425.

Domanda di iscrizione all' AIRP

Al Presidente dell' AIRP

Il sottoscritto

Titolo di studio nato il

residente in CAP

via

tel. ab. tel. uff. fax

tel. cellulare e-mail

altro eventuale recapito per posta AIRP:

città CAP

via

- ha preso visione degli artt. 2, 7, 8, 9 dello Statuto e degli artt. I, II, III, IV del Regolamento AIRP
- dichiara di svolgere la seguente attività nel campo della radioprotezione:

in qualità di

presso la seguente struttura

- allega curriculum vitae
- chiede di far parte dell'Associazione Italiana di Radioprotezione (AIRP) in qualità di

SOCIO ORDINARIO

SOCIO AGGREGATO

A tal fine è presentato dai seguenti soci ordinari AIRP regolarmente iscritti (nome e cognome in stampatello):

1) Firma

2) Firma

In caso di accettazione della presente domanda, il sottoscritto s'impegna a osservare lo Statuto e il Regolamento dell' AIRP, di cui ha preso doverosa conoscenza.

Nota - Il testo della presente domanda di iscrizione, dello Statuto e del Regolamento sono disponibili sul sito www.airp-asso.it

Data Firma

INFORMATIVA PER LA TUTELA DELLA PRIVACY

I dati personali contenuti nella domanda verranno trattati nel rispetto di quanto stabilito dalla Legge 196/2003 "Codice in materia dei dati personali".

In caso di ammissione alla Associazione l'indirizzo verrà usato per inviare le comunicazioni riguardanti la attività dell'Associazione e il Bollettino. Inoltre verrà inserito nell'elenco da fornire, dopo aver valutato la legittimità della richiesta, ad altre Associazioni, Enti o Ditte per la diffusione di notizie scientifiche o materiale informativo di interesse specifico. I dati potranno essere cancellati o rettificati in ogni momento su richiesta

Firma per consenso



