



APAT

Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici

Metodologie di misura della radioattività ambientale

A cura della Dott.ssa Valeria Innocenzi

Tutor: Dott. Giancarlo Torri

Servizio Controllo Radiazioni Ambientali

2° Sessione di Stage 2003/2004

PREFAZIONE

Il radon è un gas radioattivo di origine naturale prodotto dal decadimento radioattivo del radio presente in tutti i materiali che costituiscono la crosta terrestre.

In atmosfera si disperde rapidamente non raggiungendo quasi mai elevati livelli di concentrazione. Negli ambienti chiusi, in alcuni casi, possono verificarsi condizioni per il suo accumulo fino a concentrazioni ritenute pericolose per la salute.

Elevati livelli di esposizione al radon e dei suoi prodotti di decadimento sono responsabili di un aumento di rischio di tumore polmonare. Fin dal 1988, l'“Organizzazione Mondiale della Salute” (WHO-OMS), attraverso la sua “Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro” (IARC), ha inserito il radon nel gruppo 1 (cancerogeno). All'esposizione al radon è associata la seconda causa di tumore polmonare dopo il fumo di tabacco. In Italia 1500-6000 casi l'anno di tumore polmonare sono attribuiti all'esposizione al radon (5÷10% dei casi totali). Sta crescendo la consapevolezza di questa problematica presso le organizzazioni ambientaliste e dei consumatori, i media e quindi presso la pubblica opinione.

Il D. Lgs.230/95 e s.m.i. in materia di protezione dalle radiazioni ionizzanti ha considerato l'esposizione al radon negli ambienti di lavoro. In particolare, sono state definite alcune attività a rischio e specifici ambienti, tra i quali quelli sotterranei. Nel Decreto sono stati stabiliti gli obblighi per i datori di lavoro, ma anche gli adempimenti per enti locali, regionali e nazionali.

Tra gli obblighi per i datori di lavoro è compresa la misura della concentrazione di radon entro marzo 2004. Il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” del “Dipartimento Ambiente e Metrologia Ambientale” si occupa da quasi 20 anni della misura della concentrazione di radon. Presso il

Servizio sono stati messi a punto diverse metodologie per la misura del radon tra le quali quella impiegata per l'indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni svolta, tra il 1989 e il 1997, dall' APAT, dall'ISS e dalle Regioni.

Lo stage ha riguardato l'approfondimento della tematica del radon in generale, l'acquisizione di alcune metodologie di misura, incluse le prospettive di innovazione delle tecniche, lo studio e la pianificazione di indagini in ambienti tipici di lavoro con sotterranei, nonché la partecipazione all'esecuzione materiale delle misure.

I risultati dell'indagine consentiranno di rispettare i requisiti di legge richiesti dal citato Decreto.

ABSTRACT

Il radon (^{222}Rn) è un gas naturale nobile radioattivo prodotto dal decadimento dell'uranio (^{238}U), di numero atomico pari a 86, chimicamente e elettricamente neutro. Risulta incolore, insapore e inodore e, quindi, non è avvertito dai sensi.

Il suolo è in genere la principale sorgente di radon negli ambienti confinati dove si può accumulare raggiungendo, in alcune circostanze, livelli di concentrazione talmente elevati da rappresentare un pericolo per la salute degli occupanti. In assenza di particolari eventi, quali incidenti nucleari o esplosioni atomiche, l'esposizione al radon nei luoghi chiusi costituisce la fonte più rilevante di rischio da radiazioni ionizzanti per la popolazione (UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000).

L'effetto sanitario legato all'esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento consiste nell'aumento di rischio di insorgenza di tumore polmonare; dopo il fumo di sigaretta, l'esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento costituisce la seconda causa di decesso per questo tipo di patologia.

In Italia, una recente normativa offre un preciso quadro di riferimento al rischio da radon negli ambienti di lavoro; trattasi del Decreto Legislativo n. 241 del 26.5.2000 (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.203 del 31.8.2000, N.140/L) entrato in vigore in data 1.1.2001: "Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM del 13.5.96 in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti". Questo decreto modifica e integra il D. Lgs. n. 230 del 17.3.1995 recependo la direttiva 96/29/EURATOM del 13.05.96 riguardante le sorgenti naturali di radiazioni.

Ai sensi di legge, sono imposti "livelli d'azione" in termini di "concentrazione di attività di radon media annua" e di "dose efficace" per gli

ambienti di lavoro quali tunnel, sottovie, catacombe, grotte e terme e per tutti i luoghi di lavoro sotterranei.

Esistono molte tecniche di misura della concentrazione di radon la cui scelta deve essere vagliata di volta in volta a seconda del tipo di informazione e del grado di precisione che si vuole ottenere.

In base alle “modalità di campionamento”, i sistemi di rilevamento si distinguono in “attivi”, quando il campione viene prelevato mediante apporto di energia esterna al sistema, e in “passivi”, quando il prelievo del campione avviene per diffusione.

Quando il principale scopo è la valutazione della concentrazione di attività media annua di radon, quindi del rischio di permanenza in determinati ambienti, si utilizzano i rivelatori passivi.

Il CR39 e l'LR115 sono i rivelatori passivi attualmente utilizzati dal “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” per le misure della concentrazione di radon.

In ottemperanza agli obblighi di legge è in corso un'indagine nei locali sotterranei dell'APAT. L'indagine, che è iniziata a marzo 2003 e che terminerà entro il mese di marzo 2004, viene eseguita presso 29 locali della sede di Via Vitaliano Brancati n°48, ubicati al 1° piano interrato, e presso 30 locali della sede di Via Curtatone n°3, ubicati al 1°, al 2° e al 3° piano interrato.

I risultati parziali delle misurazioni svolte nel corso del 1° semestre di misura indicano che la soglia della concentrazione di radon indoor nella sede di Via Brancati è superata in un unico locale, mentre è superata in quattro locali nella sede di Via Curtatone.

Inoltre, in tre locali di Via Curtatone la concentrazione di radon è compresa tra 400-500 Bq/m³: per tale intervallo, sulla base del D. Lgs.241/2000, la misura deve essere ripetuta.

ABSTRACT

The radon (^{222}Rn) is a natural radioactive noble gas produced by the uranium decay (^{238}U). It is a chemically and electrically neutral element and its atomic number is 86. The radon is colourless, tasteless and inodorous: it can not be perceived by the senses.

In indoor environment, the soil is generally the principal source of radon which can represent a problem for the occupants's health if it reaches high levels of concentration. Actually, in absence of particular events, for example nuclear accidents or atomic explosions, the exposure to the radon indoor is the most important source of risk of ionizing radiations for the population (UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000).

Concerning the sanitary consequences, the radon and its decay products are the second cause of lung cancer after the smoke.

In Italy, there is a recent legislation which regulates the question of the radon in workplaces. It is the "Decreto Legislativo n.241 del 26.5.2000", come into effect in 1.1.2001 and published on the "Gazzetta Ufficiale n. 203 del 31.8.2000, N.140/L": "Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM del 13.5.96, in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti".

According to the decree, the "concentration of average activity per year" of the radon must be kept within certain limit in the individuated workplaces to reduce the risk to an acceptable level.

There are many measurement techniques of the radon concentration whose choice should be examined, every time, on the basis of the kind of information and of the level of the accuracy requested.

According to the "sample modalities", the measurements are divided in "active", when the sample is collected by the energy outside the system,

and “passive”, when the sample is collected without the energy outside the system, through natural diffusion.

According to the duty of the employer a survey is in progress in the underground workplaces of APAT.

The passive survey systems are used when the main purpose is to estimate the average concentration per year of radon activity, in order to evaluate the risk of the exposure of the workers and the public.

At present time, the CR39 and the LR115 are the passive systems used by the “Service control ambient radiations” for the measurement of radon concentration.

This survey has been conducted in 29 rooms in Via Vitaliano Brancati n°48 and in 30 rooms in Via Curtatone n°3 and it was started on march 2003 and it will finish on march 2004.

The results of the first six-month of survey show that the radon concentration overcomes the action level in a room in Via Brancati and in four rooms in Via Curtatone.

Moreover, the radon concentration between 400-500 Bq/m³ has been found in three rooms in Via Curtatone: according to the D. Lgs.241/2000, the measure should be repeat.

INDICE

Introduzione

Metodologia

Radon

Cenni storici sullo studio del Radon

Caratteristiche del Radon

Accumulo di Radon indoor

Il Radon e le implicazioni biologico –sanitarie

Aspetti legislativi in materia di Radon

Negli ambienti di lavoro

Negli ambienti residenziali

Distribuzione del Radon indoor sul territorio italiano

Tecniche di misura del Radon indoor

Tecniche attive di misura del radon indoor

Camera a scintillazione (Cella di Lucas)

Camera a ionizzazione

Tecniche passive di misura del Radon indoor

Rilevatore a stato solido di tracce nucleari (SSNTD's)

LR115

CR 39

Indagine sul Radon presso l'APAT

Caratteri generali sul Radon presso l'APAT

Risultati del 1° semestre di misura

Conclusioni

Bibliografia

Introduzione

Il radon (^{222}Rn) è un gas nobile radioattivo prodotto dal decadimento dell'uranio (^{238}U) che, giungendo in superficie attraverso le porosità del terreno, penetra attraverso le fessure degli edifici e si accumula negli ambienti confinati fino a raggiungere, in particolari circostanze, concentrazioni ritenute eccessivamente rischiose per la salute.

Nell'ambito del vasto argomento riguardante l'inquinamento indoor e la qualità ambientale, il radon, come agente inquinante, non è stato trattato, in passato, con la dovuta importanza. Questo apparente disinteresse e la sua inconsapevole accettazione, probabilmente, sono dovuti alle caratteristiche del gas che, oltre ad essere incolore, insapore e inodore, è di origine “naturale” e, quindi, implicitamente “normale” o in ogni modo inevitabile¹.

Recentemente però l'acquisizione della consapevolezza della sua pericolosità per la salute dell'uomo ha evidenziato la necessità di affrontare il problema con il massimo rigore. In assenza di particolari eventi, quali incidenti nucleari o esplosioni atomiche, l'esposizione al radon nei luoghi chiusi costituisce, infatti, la fonte più rilevante di rischio da radiazioni ionizzanti per la popolazione².

Sono stati quindi intrapresi numerosi studi e campagne di misura volte a stimarne la concentrazione all'interno degli edifici. L'esposizione al radon nei luoghi di lavoro è stata considerata nella legislazione italiana, con il Decreto Legislativo n.241 del 26.05.2000 (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.203 del 31.08.2000, N.140/L): “Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM del 13.05.96 in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti”.

¹ Gnesotto *et al.*, 2002.

² UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 2000.

Esistono molte tecniche di misura della concentrazione di radon la cui scelta deve essere vagliata di volta in volta a seconda del tipo di informazione e del grado di precisione che si vuole ottenere. In generale, la strumentazione oggi disponibile ha raggiunto un elevato livello sia in termini di qualità che di affidabilità.

In questo lavoro sono descritte le principali metodologie utilizzate attualmente presso il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” dell’APAT (Agenzia per la protezione dell’ambiente e per i servizi tecnici) accompagnate da considerazioni generali sui rispettivi “pro e contro”.

Vengono inoltre riportati i criteri organizzativi e i primi risultati dell’indagine che il Servizio attualmente ha in corso presso alcuni locali APAT delle sedi romane di Via Vitaliano Brancati n°48 e di Via Curtatone n°3, in adempimento al Decreto Legislativo prima menzionato.

Per rendere più scorrevole la trattazione, segue in allegato un breve glossario sulla terminologia connessa alla radioattività ambientale, utilizzata in questo lavoro.

Metodologia

I risultati riportati in questo lavoro sono stati ottenuti utilizzando le tecniche di misura (CR39 e LR115) con le quali il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” aderisce ogni anno ad esercizi internazionali di interconfronto presso il National Radiological Protection Board (NRPB) inglese.

Secondo le regole dell'interconfronto³, i laboratori partecipanti devono determinare le tre concentrazioni di radon (in termini di kBqh/m³) alle quali vengono esposte dall'NRPB tre serie di rivelatori, all'interno di una “camera di esposizione”.

I valori dell'esposizione scelti per la prova cadono in tre intervalli che sono di bassa (100-200 kBqh/m³), di media (200-1000 kBqh/m³) e di alta esposizione (>1000 kBqh/m³).

La qualità dei risultati pervenuti viene stimata dall'NRPB attraverso:

- ✓ la media delle differenze percentuali, calcolate per ogni serie di dosimetri, tra il valore di riferimento e il valore misurato;
- ✓ la media delle deviazioni standard percentuali (coefficiente di variazione), calcolate per ogni serie di dosimetri.

I laboratori vengono classificati sulla base dei risultati in cinque classi: A, B, C, D, E: la classe A viene assegnata nel caso in cui sia la media delle differenze percentuali, sia la media delle deviazioni standard percentuali sono inferiori al 10%; la classe B viene assegnata nel caso in cui anche uno solo dei due valori è superiore al 10%, ma inferiore al 15%; la classe C viene assegnata nel caso in cui anche uno solo dei due valori è superiore al 15%, ma inferiore al 20%; di seguito per le altre classi.

³ Howarth & Miles, 2001.

Nella *Tabella 2.1* sono riportati i risultati ottenuti dal laboratorio del Servizio negli ultimi interconfronti.

Tabella 2.1 – Risultati degli ultimi interconfronti internazionali presso l'NRPB.

	LR115	CR39
2001	A	B
2002	A	A
2003	A	A

Inoltre, il dosimetro LR115 per il 2001, 2002, 2003 e il dosimetro CR39 per il 2002 e 2003 hanno superato il test cui si sottopongono i laboratori nel Regno Unito per avere la “validazione” da parte dell'NRPB⁴.

Per ottenere questo tipo di “validazione”, i valori dell’“incertezza totale” alla bassa, alla media e all’alta esposizione, conseguiti dal laboratorio durante l’esercizio di interconfronto, devono risultare minori rispettivamente del 50%, del 15% e del 50%. L’incertezza totale è data dalla radice quadrata della somma dei quadrati della deviazione standard e della differenza percentuale tra il valore di riferimento e il valore del misurato.

⁴ Howarth & Miles, 2000.

Radon

Cenni storici sullo studio del radon

Il primo riferimento noto sulla patologia generata dal radon risale al 1556, ben prima della nascita della radioattività; si tratta di un testo classico di mineralogia, “*De re metallica*” di Giorgio Agricola (1494-1555), che documenta l’insorgenza di una particolare malattia al polmone dei minatori delle miniere di argento della regione di Schneeberger, in Sassonia⁵. Anche Paracelsus (1493-1541), nel suo libro “*Über die Bergsucht und andere Bergkrankheiten*”, descrive questa stessa malattia, da lui denominata “*Mala Metallorum*”, sostenendo che fosse causata dall’inalazione delle polveri, ricche di metalli, delle miniere⁶. Tre secoli dopo, nel 1879, Harting e Hesse classificarono questa patologia come tumore polmonare⁷.

Nel 1898, Marie e Pierre Curie estraevano il radio (^{226}Ra) da alcuni minerali ed identificarono poi, come prodotto di decadimento dello stesso radio, un gas nobile radioattivo che chiamarono “*Radium Emanation*”, più avanti chiamato radon (^{222}Rn) (Fig. 3.1, 3.2).



Figura 3.1, 3.2 - Marie e Pierre Curie

⁵ Gnesotto *et al.*, 2002.

⁶ Darby *et al.*, 1997.

⁷ Harting & Hesse, 1879.

Nel 1900 il radon fu scoperto come elemento chimico ad opera di Ernest Dorn e, un anno dopo, alcune misurazioni eseguite da Elster e Geitel rilevarono che il radon è un costituente sempre presente nell'aria⁸.

Nel 1928 a Stoccolma fu fondata la ICRP sotto il nome di “Comitato Internazionale per la Protezione contro i Raggi X ed il Radio”, a seguito di una decisione del II congresso di Radiologia. Dall'ICRP ha origine la normativa di radioprotezione i cui principi primi, sempre a oggi validi, nascono nell'ambito dell'utilizzo medico delle radiazioni ionizzanti.

Negli anni '40 l'attività delle miniere di uranio fu intensificata e, di conseguenza, gli studi sulla radioattività e sul radon subirono una fortissima accelerazione; furono, infatti, intrapresi numerosi rilevamenti epidemiologici sui minatori altamente esposti ad elevate concentrazioni di radon.

Negli anni '50, in Svezia si cominciarono ad effettuare le prime misurazioni di radon indoor⁹; in questa occasione, l'alto livello di radon rilevato in alcune case fu considerato esclusivamente un problema locale, suscitando quindi poco interesse in campo internazionale. Soltanto 20 anni dopo, numerosi studi, svolti sistematicamente su larga scala da diverse nazioni, mostrarono che l'esposizione era generale e che si potevano raggiungere, anche nelle abitazioni, livelli molto elevati di concentrazione di radon, comparabili a quelli delle miniere.

Grazie a queste e ad altre indagini, negli anni '70 fu evidenziata la correlazione tra l'elevata esposizione al radon e l'insorgenza di tumori polmonari, accertando così la cancerogenicità del radon.

Nel 1988, la WHO (World Health Organization) attraverso la IARC (International Agency for Research on Cancer) ha classificato definitivamente il radon come sostanza tumorale, inserendolo nella classe 1, ossia tra gli 88 agenti riconosciuti come cancerogeni¹⁰: il radon, nonché le

⁸Gnesotto *et al.*, 2002.

⁹ Lubin & Boice, 1999.

¹⁰ IARC, 1988.

sostanze radioattive che produce decadendo, costituiscono la seconda causa di insorgenza di neoplasie polmonari dopo il fumo di sigaretta che occupa la prima posizione (*Fig.3.3*).



Figura 3.3 - Il radon dopo il fumo è la seconda causa di tumore polmonare

Caratteristiche del radon

Il radon è un gas nobile radioattivo, di numero atomico pari a 86, chimicamente e elettricamente neutro. Risulta incolore, insapore e inodore e quindi non è avvertito dai sensi. Presenta una densità pari a 7,5 volte quella dell'aria atmosferica ed è solubile in acqua.

In natura è presente in tre isotopi, ^{222}Rn (radon), ^{220}Rn (toron) e ^{219}Rn (actinon), prodotti nelle serie radioattive rispettivamente dell' ^{238}U del ^{232}Th e dell' ^{235}U (*Fig. 3.4*).

L'emivita dell'isotopo ^{222}Rn è maggiore rispetto a quella del ^{220}Rn e del ^{219}Rn ; questo ne determina una mobilità di gran lunga superiore e, di conseguenza, gli consente di raggiungere distanze relativamente elevate rispetto al luogo di formazione. Questo aspetto, in concomitanza con il fatto che l' ^{238}U costituisce la quasi totalità della miscela di uranio naturale (99,3%), comporta che le concentrazioni del ^{222}Rn in aria siano maggiori rispetto a quelle degli altri due isotopi. Ai fini della trattazione, l'attenzione

sarà quindi incentrata sul ^{222}Rn e, da qui in avanti, con il nome generico di radon si intenderà l'isotopo 222.

Il ^{222}Rn a sua volta decade, emettendo particelle α , e genera una catena di nuclei instabili, chiamati “prodotti di decadimento del radon”, fino ad arrivare al nucleo stabile del ^{206}Pb .

I prodotti di decadimento del ^{222}Rn sono chimicamente attivi e costituiscono atomi di sostanze solide pesanti. I primi quattro - ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po - hanno tempi di dimezzamento brevi (pochi minuti o frazioni di secondo) e decadono emettono particelle α e β : quindi, se inalati, risultano pericolosi per la salute. Essi sono chiamati “prodotti di decadimento a tempo di dimezzamento breve”.

I prodotti di decadimento successivi - ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po - vivono mediamente più a lungo e sono chiamati “prodotti di decadimento a tempo di dimezzamento lungo”.

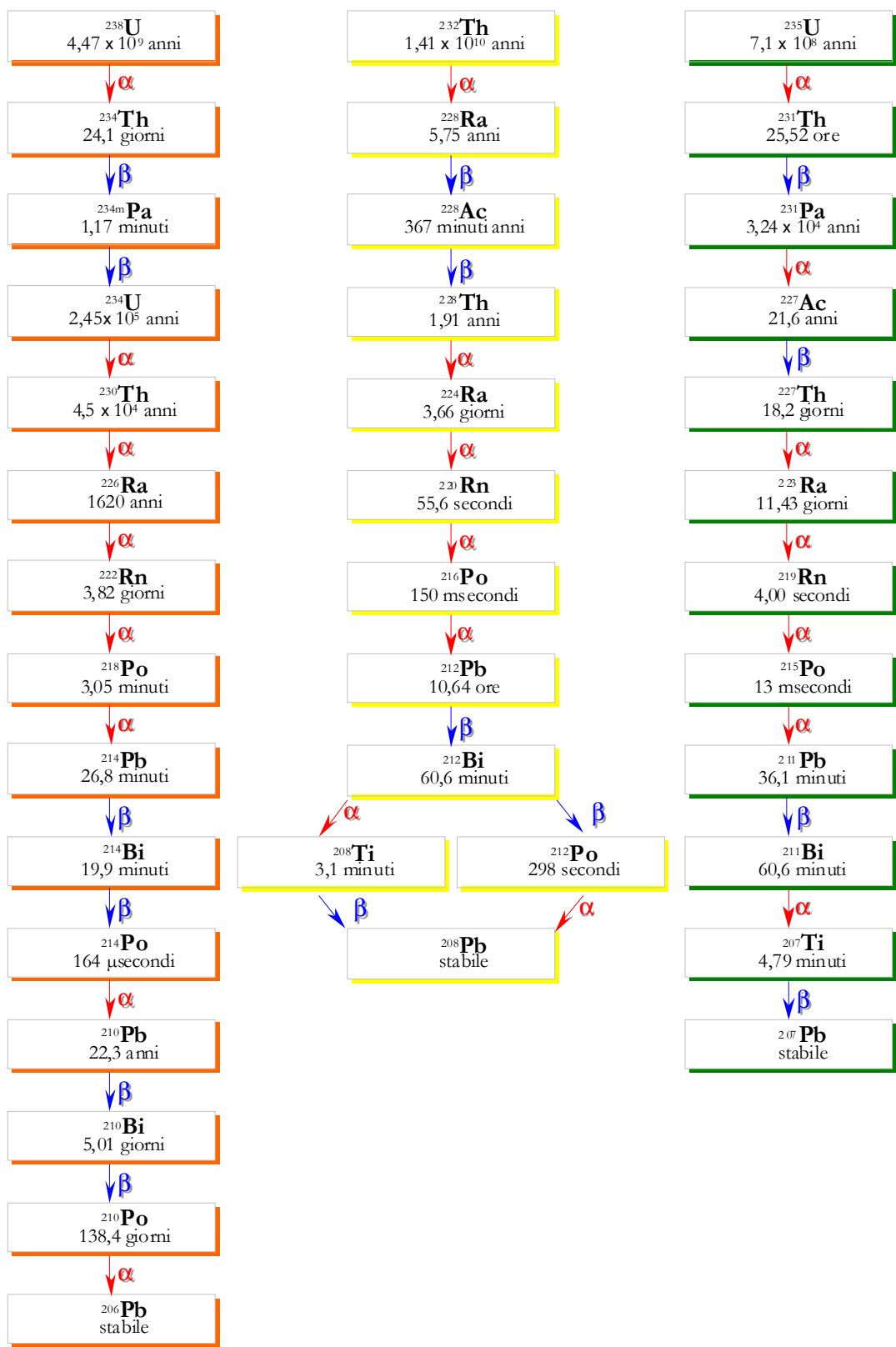


Figura 3.4 - Schema di decadimento delle serie radioattive naturali.

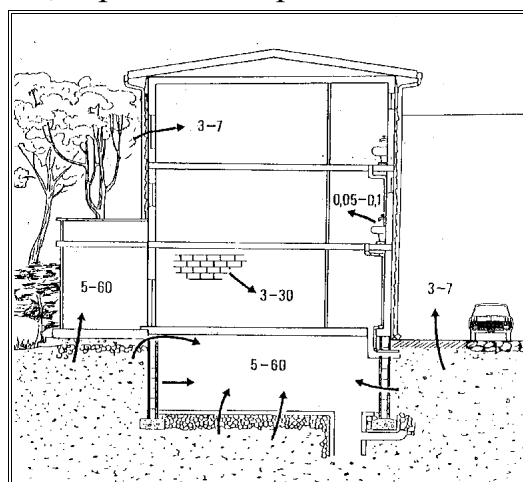
Accumulo di radon indoor

Il radon è diffuso in ogni parte sulla terra. Mentre in atmosfera si diluisce rapidamente, negli ambienti confinati, specie se il ricambio d'aria è limitato, il radon si accumula e, in alcuni casi, può arrivare fino a livelli di concentrazione tali da rappresentare un rischio grave per gli occupanti.

Le principali sorgenti che determinano la presenza di radon in ambienti confinati sono il suolo, i materiali da costruzione, l'aria esterna, l'acqua e il gas naturale.

Il suolo è in genere la principale sorgente di radon indoor. Secondo l'ultimo rapporto dell'UNSCEAR¹¹, il contributo di radon indoor emesso dal suolo può essere stimato intorno al 60÷70%, mentre quello da materiali edili è valutato tra il 15% e il 20%. Questi valori sono stati ottenuti dall'UNSCEAR con modelli matematici e nell'ipotesi fondamentale che il contenuto di radioattività dei materiali sia allineato ai valori medi mondiali (circa 50Bq/kg).

Nella *Figura 3.5* è riportata una stima dei contributi delle varie sorgenti di radon indoor, espressa in Bq/m³:



¹¹ UNSCEAR, 2000.

Figura 3.5 – Stima apporto di radon (Bq/m³).

In realtà, si rilevano situazioni in cui le concentrazioni di radon indoor arrivano fino a 2-3 ordini di grandezza superiori alla media riportata. Questo è da mettere in relazione alle proprietà litologiche del suolo; le rocce, infatti, soprattutto se permeabili o fratturate e con un rilevante contenuto di uranio/radio (tufo, granito, porfido, fillade quarzifera, ecc.), possono emanare elevate quantità di radon che a causa della diffusione molecolare¹² e del flusso convettivo¹³ (“effetto camino”¹⁴, “effetto vento”¹⁵) entra nelle abitazioni dove si accumula, fino a raggiungere in alcuni casi alti livelli di concentrazione.

Anche le caratteristiche costruttive degli edifici e il modo di uso degli edifici stessi incidono sulla concentrazione di radon indoor.

A ragione dei diversi parametri che contribuiscono alla presenza di radon, la sua concentrazione presenta una grande variabilità sia in termini spaziali (due abitazioni molto vicine e simili tra loro possono avere concentrazioni di radon molto diverse) che temporali (tra le ore diurne e notturne, durante i cicli meteorologici, da una stagione all'altra, ecc.)¹⁶ (*Fig. 3.6*).

A causa delle fluttuazioni dovute alle condizioni climatiche, si rende quindi necessaria, per non sottostimare o sovrastimare il rischio reale associato all'esposizione, la quantificazione della sua concentrazione media annua; quasi tutta la normativa è infatti impostata sulla base di questo valore.

¹² Nero & Naranoff, 1968.

¹³ Nero & Naranoff, 1968.

¹⁴ Bezzo *et al.*, 1991.

¹⁵ Calgan & Gutierrez, 1996.

¹⁶ Globe & Socolow, 1990.

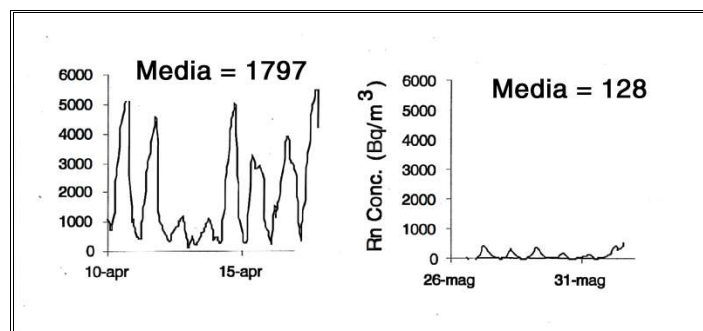


Figura 3.6 - Esempio della variabilità della concentrazione di radon in uno stesso locale in differenti periodi.

Il radon e le implicazioni biologico - sanitarie

Una delle metodologie per la valutazione del rischio associato alla esposizione al radon è lo “studio epidemiologico” che può essere di tipo “descrittivo”, basato su statistiche numeriche, temporali o geografiche; di tipo “sperimentale”, basato sulla rimozione del probabile fattore causale nel determinismo di una malattia; di tipo “analitico”, basato su ricerche sistemiche delle correlazioni tra lo stato di salute e la presenza di un agente responsabile¹⁷.

Nell’analisi delle conseguenze all’esposizione di radiazioni ionizzanti si è seguito, in modo preponderante, l’indirizzo dell’epidemiologia analitica; l’impostazione dottrinarie della Radioprotezione è basata sulle conclusioni emerse da tali studi che ricercano correlazioni quantitative tra esposizioni a radiazioni e incidenza o mortalità oncogena.

Tra i principali organismi che operano a livello mondiale in tal senso figurano:

- ✧ UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation;
- ✧ NIH – National Institutes of Health;
- ✧ BEIR – Biological Effects of Ionizing Radiation;
- ✧ ICRP – International Commission on Radiological Protection;
- ✧ WHO – World Health Organization;

¹⁷ Checcacci *et al.*, 1990.

In Italia, dei circa 30.000 casi di tumore ai polmoni rilevati ogni anno si stima che circa il 10% (5÷20%) sia attribuibile al radon e ai suoi prodotti di decadimento e più dell'80% al consumo di tabacco¹⁸. Si è comunque osservato un effetto sinergico tra la concentrazione di radon e il consumo di tabacco con un'efficacia più che sommatoria.

Il rischio da esposizione al radon dipende principalmente da due fattori¹⁹:

1. concentrazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento;
2. tempo trascorso in presenza di radon e dei suoi prodotti di decadimento.

I risultati degli studi epidemiologici spingono a ritenere che il rischio cresce linearmente con l'esposizione. Vi è un assenso generale nell'assumere che non esista un valore soglia di esposizione al di sotto del quale ci si possa ritenere immuni. La probabilità di fenomeni oncogeni, infatti, non dipende dal numero di radiazioni che colpiscono una singola cellula epiteliale, ma dal numero totale di interazioni tra cellule e radiazioni, che è proporzionale all'esposizione²⁰.

In oltre, a parità di esposizione totale si assume l'ipotesi che la situazione di maggiore rischio si presenti per esposizioni a bassi livelli di concentrazione per tempi piuttosto prolungati piuttosto che per picchi di concentrazione in tempi ridotti²¹.

Esistono studi su altri possibili effetti sanitari, ma, tuttavia, in base alle attuali conoscenze non è emerso alcun rischio significativo²².

In realtà, il maggior pericolo per la salute umana non è rappresentato tanto dal radon quanto dai suoi prodotti di decadimento; si usa comunque

¹⁸ Piano Sanitario Nazionale, 1998-2000.

¹⁹ ANPA (Agenzia nazionale per la protezione dell'ambiente), 2000.

²⁰ ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements), 1980 & BEIR VI, 1998.

²¹ ICRU, 1980.

²² ICRU, 1980 & BEIR VI, 1998.

parlare di “rischio radon” perché solo in sua presenza si formano i prodotti di decadimento.

Infatti il radon, oltre ad essere chimicamente stabile, ha un tempo di dimezzamento pari a 3,82 giorni; pertanto, la frazione maggioritaria inalata di questo gas viene espulsa senza contribuire in misura rilevante ai danni dell'apparato respiratorio.

Al contrario, i prodotti di decadimento del radon sono chimicamente reattivi e hanno un tempo di dimezzamento breve; una volta generati rimangono in parte liberi o associati in *cluster*, cioè agglomerati di particelle con diametro inferiore a 1nm (frazione non attaccata), e in parte si associano al particolato atmosferico (frazione attaccata), depositandosi sulle superfici (effetto *plate-out*) o rimanendo sospesi in aria. I prodotti di decadimento che rimangono sospesi in aria possono essere inalati. Peraltro, i sistemi di filtraggio dell'apparato respiratorio non sono in grado di bloccare le particelle più piccole che quindi si fissano sui tessuti più profondi. I prodotti di decadimento, a loro volta, continuano a decadere emettendo radiazioni: tra questi i radionuclidi emettitori α a vita breve, ^{218}Po , e ^{214}Po forniscono il maggior contributo alla dose assorbita dai bronchi e dai polmoni, provocando danni che, in alcuni casi, possono modificare la struttura cellulare e innescare un processo tumorale.

La misura dei prodotti di decadimento del radon risulta di particolare difficoltà, e di elevato costo, specie se deve essere rappresentativa di un arco temporale lungo, necessario per stime corrette del rischio, e se deve coprire rilevamenti su un grande numero di soggetti (indagini su migliaia o centinaia di migliaia di edifici).

Fortunatamente, il rapporto tra la presenza dei prodotti di decadimento e la concentrazione di radon gas, pur variando tra 0 e 1 (rispettivamente, totale assenza dei prodotti di decadimento in aria e perfetto equilibrio radioattivo con il radon gas), assume generalmente un valore

prossimo a 0,4 ($0,3 \div 0,7$) che viene scelto per la valutazione del rischio, nella maggior parte dei casi.

Viceversa la misura della concentrazione di radon gas è molto più semplice ed economica.

Per questi motivi, nella legislatura, il corpo della normativa è impiantato sulla base della misura della concentrazione di radon gas.

Aspetti legislativi in materia di radon

Gli aspetti normativi in materia di radon hanno come obiettivo finale la “riduzione del rischio” ad un livello che può essere considerato “accettabile”; tali provvedimenti vanno dall’emanazione di vere e proprie leggi con valore di riferimento e sanzioni, a raccomandazioni con valori suggeriti, ma anche a una serie di dispositivi che favoriscono l’applicazione delle normative, quali agevolazioni finanziarie e/o fiscali, ecc..

Negli ambienti di lavoro

In Italia, in data 1.1.2001 è entrato in vigore il Decreto Legislativo n.241 del 26.5.2000 (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.203 del 31.8.2000 N.140/L): “Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM del 13.5.96 in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti”.

Il D. Lgs.241/2000, recependo la direttiva 96/29/EURATOM del 13.05.96, modifica e integra il D. Lgs. n.230²³ del 17.3.1995, principale corpo normativo sulla protezione dalle radiazioni ionizzanti.

²³ “Attuazione delle direttive EURATOM 80/836, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti” (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.136 Suppl. Ordinario, 13 giugno 1995).

Il D. Lgs.241/2000 segnala come ambienti di lavoro oggetto di controlli per il radon tutti i luoghi sotterranei ed esplicitamente tunnel, sottovie, catacombe, grotte e terme, e incarica le regioni e le province autonome ad effettuare una prima individuazione delle zone o delle tipologie dei luoghi di lavoro in superficie, con precise caratteristiche, ad elevate probabilità di alte “concentrazioni di attività” di radon (art.10 sexies); l’elenco delle zone dovrà essere pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale, entro il 31 agosto 2005, mentre la normativa non riporta la data di scadenze per l’individuazione delle tipologie dei luoghi di lavoro.

Per l’esposizione al radon negli ambienti di lavoro (escluse le terme), il decreto fissa un “livello di azione”, in termini di concentrazione di attività di radon media in un anno, di 500 Bq/m^3 ; se si supera questo livello si valuta un secondo livello d’azione di 3 mSv/anno ovvero il datore di lavoro, in caso di superamento di 500 Bq/m^3 , può non adottare azioni di rimedio se dimostra, tramite un esperto qualificato, che nessun lavoratore è esposto a una dose superiore a 3 mS/anno .

In caso di superamento dei livelli d’azione devono essere intraprese le necessarie azioni di rimedio, entro 3 anni dal rilevamento, per riportare la concentrazione di radon al di sotto dei livelli citati; in caso contrario, l’esercente deve adottare tutti i provvedimenti di cui al Capo VIII del D. Lgs.230/1995 quali la sorveglianza fisica di radioprotezione del locale, la sorveglianza medica, la classificazione dei lavoratori e delle aree sulla base del rischio radiologico, ecc..

Il secondo livello d’azione non è valido per scuole dell’obbligo, scuole materne e asili nido per i quali vale tassativamente il livello di 500 Bq/m^3 .

In base al decreto, meritano particolari attenzioni anche le attività che comportino l’uso o lo stoccaggio di materiali o residui normalmente considerati non radioattivi, ma contenenti prodotti radioattivi naturalmente

diversi dal radon che possono causare una esposizione significativa, per le quali sono previste soglie diverse e diverse modalità di valutazione del rischio.

Negli ambienti residenziali

Mentre negli ambienti di lavoro si applicano “leggi” in materia di concentrazione di radon, negli ambienti residenziali si adottano “raccomandazioni”. Questo principalmente perché l’esposizione al radon dei lavoratori non è volontaria e il lavoratore stesso non è responsabile dell’eventuale eccesso di rischio; nel caso delle abitazioni non esiste un responsabile se non il proprietario e risulta problematico imporre provvedimenti legislativi e sanzioni.

La Commissione Europea ha emanato, il 21 febbraio 1990, una raccomandazione (90/143/EURATOM) sulla tutela della popolazione contro l’esposizione al radon negli ambienti residenziali in cui sono fissati precisi livelli di riferimento, espressi in termini di concentrazione media annua di gas radon:

- ✧ per gli edifici esistenti si fissa un livello di riferimento pari a 400 Bq/m³ superato il quale si raccomanda di intervenire, con azioni di rimedio volte a ridurre il livello di radon, con un’urgenza proporzionale alla misura in cui il limite di riferimento viene superato;
- ✧ per gli edifici da costruire si fissa un livello di progettazione pari a 200 Bq/m³ e quindi devono essere adottate opportune procedure di edificazione tali da garantire che la concentrazione media annuale di radon sia inferiore a tale valore.

L’adozione di un doppio livello di riferimento, più alto per gli edifici esistenti e più basso per gli edifici da costruire, è dovuto al fatto che i costi degli interventi preventivi sono notevolmente inferiori a quelli di rimedio.

Ovviamente la concentrazione di radon nelle nuove abitazioni non può essere determinata con certezza fino a quando l'edificio non sia interamente occupato.

Oltre a stabilire precisi livelli d'azione validi per gli ambienti residenziali, la raccomandazione 90/143/EURATOM sottolinea l'importanza, e quindi la necessità, di un'adeguata informazione della popolazione sul radon indoor. In USA si stima che circa il 75% della popolazione sia stata raggiunta e sensibilizzata su tale problematica.

Distribuzione del radon indoor sul territorio italiano

In Italia, l'esposizione media annua della popolazione e la distribuzione della concentrazione di radon indoor sono state valutate in un'indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni organizzata, tra il 1989 e il 1997, dall'ANPA e dall'ISS (Istituto Superiore di Sanità) in collaborazione con le Regioni e condotta con il supporto degli Assessorati Regionali alla Sanità attraverso i Centri di Riferimento Regionali per la radioattività ambientale, CRR, oggi confluiti nelle Agenzie Regionali e Provinciali per la protezione dell'ambiente ARPA/APPA²⁴.

Le misure sono state eseguite nell'arco di un anno, secondo le indicazioni dell'UNSCEAR, su un campione scelto casualmente di circa 5.000 abitazioni in circa 200 comuni.

Dai risultati della campagna è emerso che:

- ✧ i valori medi regionali vanno dai 20÷40 Bq/m³ in Liguria, Marche, Basilicata e Calabria, ai 100÷120 Bq/m³ in Lombardia, Friuli Venezia Giulia, Lazio e Campania;
- ✧ le abitazioni con concentrazioni superiori a 200 e 400 Bq/m³ sono rispettivamente del 4,8% e dello 0,9%;

²⁴ Boichichio *et al.*, 1999.

- ✧ la concentrazione media di radon è risultata di circa 70 Bq/m³, superiore a quella mondiale (circa 40 Bq/m³), con valori massimi maggiori di 1.000 Bq/m³;
- ✧ il radon contribuisce alla dose efficace media annua per più del 61% del totale delle sorgenti naturali, contro quello calcolato a livello mondiale pari al 50%²⁵.

²⁵ UNSCEAR, 2000.

Tecniche di misura del radon indoor

Se si volesse realizzare, come punto di partenza a fine esplicativo, una generale classificazione delle diverse tecniche di misura per il monitoraggio del gas radon indoor si potrebbero seguire diversi criteri identificativi.

Ad esempio, si potrebbero distinguere le varie metodologie in base alla “tipologia di campionamento”:

- ✧ campionamento *continuo*, fornisce risultati direttamente e continuamente proporzionali alla concentrazione di radon, senza soluzione di continuità temporale. Questa metodologia si applica ad esempio per l'individuazione di vie di ingresso del radon;
- ✧ campionamento *istantaneo*, della durata minore di un'ora, permette una caratterizzazione puntuale nello spazio e nel tempo. Un insieme di campionamenti istantanei (intervalli da 1 a 8 ore circa) permette la valutazione delle variazioni temporali della concentrazione di radon.
- ✧ campionamento *integrato*, protratto per tempi più lunghi, compresi tra qualche giorno e diversi mesi, consente la misura della concentrazione del gas rappresentativa della esposizione media annuale.

Un'altra possibile classificazione potrebbe basarsi sulla “tecnica di misura”:

- ✧ analisi spettrometrica γ ;
- ✧ analisi spettrometrica α ;
- ✧ conteggio delle particelle α mediante rivelazione degli impulsi luminosi;
- ✧ misura della differenza di potenziale residua tra due elettrodi;
- ✧ scintillazione liquida;
- ✧ termoluminescenza;
- ✧ conteggio delle particelle α mediante camera a ionizzazione.

Ai fini di questa trattazione, si è ritenuto più idoneo caratterizzare i sistemi di misura ricorrendo alla “modalità di campionamento” che permette di distinguerli in:

- ✧ *attivi* (cfr. § 4.1), quando il campione viene prelevato mediante l’apporto di energia esterna al sistema (ad esempio pompe, aspiratori, ventilatori, ecc.);
- ✧ *passivi* (cfr. § 4.2), quando il prelievo del campione avviene senza l’apporto di energia esterna al sistema, grazie a fenomeni collegati alle variazioni ambientali (ad esempio diffusione naturale all’interno di volumi determinati).

Tecniche attive di misura del radon indoor

I rivelatori attivi sono dispositivi elettronici portatili in grado di fornire in modo quasi immediato il risultato della misura di radon indoor.

I risultati da essi forniti, nella quasi totalità dei casi sul posto di misura in tempo quasi reale, presentano un costo per l’analisi più elevato rispetto ai rivelatori passivi. Essi perciò vengono utilizzati in circostanze appropriate come, ad esempio, per effettuare valutazioni sull’andamento temporale; ad esempio negli ambienti di lavoro o nelle scuole dove può presentarsi la necessità di conoscere l’andamento della concentrazione di radon durante l’arco della giornata o della settimana per valutare l’esposizione durante l’effettiva permanenza rispetto alle ore in cui gli ambienti non sono frequentati. Un altro possibile utilizzo riguarda il caso in cui si presenti la necessità di stimare, in tempi brevi, l’efficacia di un’azione di bonifica in un edificio.

Gli strumenti più comunemente adoperati sono la “camera a scintillazione” (Cella di Lucas) e la “camera a ionizzazione”.

Camera a scintillazione (Cella di Lucas)

Nella camere a scintillazione, un fotomoltiplicatore trasforma gli impulsi luminosi, generati in seguito agli urti delle particelle α con del materiale sensibile (solfuro di zinco opportunamente drogato con argento) di cui è rivestita la camera, in impulsi elettrici che vengono conteggiati da un contatore. Il loro numero è direttamente proporzionale al numero di particelle α e, quindi, alla concentrazione di radon.

Sono anche possibili misure in continuo dei prodotti di decadimento del radon adattando adeguatamente il sistema appena descritto.

Camera a ionizzazione

Nella camera a ionizzazione, la concentrazione di radon viene misurata mediante la corrente elettrica che si forma, al suo interno, in seguito alla presenza di questo gas. Le particelle cariche, particelle α , emesse dal decadimento del radon, infatti, ionizzano l'aria nella camera; gli ioni così generati vengono raccolti, per mezzo di elettrodi: dalla misura dell'ampiezza della corrente elettrica derivata è possibile risalire al numero di decadimenti α avvenuti e, quindi, alla concentrazione di radon nell'aria immessa.

Tecniche passive di misura del radon indoor

L'uso dei rivelatori passivi è indicato quando il principale scopo è la valutazione dell'esposizione media annua e quando, a causa del numero elevato di misurazioni, sarebbe troppo costoso utilizzare i sistemi di rilevazione attivi.

Le tecniche passive sono anche definite “ad integrazione” poiché accumulano nel tempo le informazioni sulla concentrazione di radon, fornendo indicazioni sull'esposizione.

La procedura di misura è relativamente semplice: i rivelatori sono posizionati all'interno degli edifici, attivati e lasciati per il tempo necessario. Durante la misura devono essere mantenute le normali abitudini di vita e di utilizzo dell'edificio oppure possono essere seguiti specifici protocolli di cui tenere conto nelle successive valutazioni. Al termine dell'esposizione, i dispositivi vengono portati nel laboratorio di analisi dove si procede alla determinazione della concentrazione media di radon indoor nel periodo in esame.

Rivelatore a stato solido di tracce nucleari (SSNTD's)

Il “rivelatore a stato solido di tracce nucleari” (SSNTD's) permette di ottenere misure di lunga durata molto affidabili e, per tale motivo, è la tecnica più utilizzata per valutare il rischio associato alla esposizione al radon. Sono ormai decine di milioni le misure effettuate con questa tecnica in tutto il mondo.

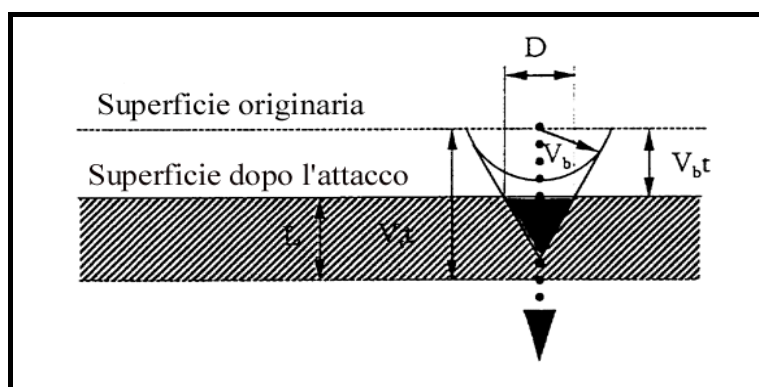
Il principio di misurazione si basa sull'esposizione di “materiale sensibile” alle radiazioni α , posto nell'ambiente da monitorare all'interno di opportuni contenitori. Tali “dispositivi di campionamento” sono di varie forme e dimensioni e consentono l'ingresso al radon (per diffusione o

permeazione), ma non ai suoi prodotti di decadimento. La presenza delle particelle α , generate all'interno del dispositivo di campionamento dal continuo decadimento del radon, viene quindi registrata dal danneggiamento molecolare permanente provocato al materiale sensibile attraversato, consistente in peculiari tracce nucleari dette "latenti" dell'ordine di alcune decine di nanometri (millesimi di micron).

Importante - La densità delle tracce latenti (numero per unità di superficie) è proporzionale all'esposizione di radon presente nell'ambiente in esame ovvero alla sua concentrazione per il tempo del campionamento²⁶.

Per procedere al conteggio del numero di tracce si tratta il materiale con soluzioni basiche o acide (a seconda del materiale utilizzato) alla temperatura di alcune decine di gradi: in questo modo le tracce divengono visibili al microscopio ottico e, in alcuni casi, anche ad occhio nudo. Ciò avviene perché il reagente chimico risulta più "aggressivo" sulla porzione di materia in cui è avvenuta l' interazione con le particelle α , in ragione della sua struttura danneggiata, rispetto a quella in cui non si è verificata (*Fig.4.1*).

Solo nel caso in cui l'angolo di incidenza della particella sul rivelatore è inferiore ad un particolare angolo proprio del materiale in esame, definito "angolo limite", l'attacco chimico non sarà in grado di evidenziare la traccia.



²⁶ Fleisher & Price, 1995.

Figura 4.1 – Meccanismo di sviluppo della traccia (V_b = velocità di sviluppo lungo la traccia; V_t = velocità di attacco lungo il materiale; D = diametro della traccia; L = profondità della traccia).

Applicando specifiche formule, e talora appropriati fattori di correzione, al valore di densità e conoscendo il periodo di esposizione è possibile risalire alla concentrazione media di radon indoor.

In commercio esistono diversi materiali sensibili impiegati per questo tipo di misure, tra i quali:

- ☞ LR115 (cfr. § 4.2.1.1) e CN85 (nitrato di cellulosa) prodotti dalla DOSIRAD;
- ☞ CR39 (carbonato poliallidigolico) (cfr. § 4.2.1.2.) prodotto dalla Page Mouldings Pershore (U.K.), dalla TASL (U.K.) e dalla American Acrilycs and Plastic (U.S.A.);
- ☞ Macrofol (policarbonato) prodotto dalla Bayer AG (Germania).

I vantaggi offerti dai rilevatori a tracce sono²⁷:

- convenienza economica;
- funzionamento senza alimentazione;
- semplicità di utilizzo;
- trasmissibilità postale;
 - possibilità di misure integrate di lungo periodo (tipicamente da 30 giorni a 1 anno);
-

Gli svantaggi presentati dai rilevatori a tracce sono²⁸:

- impossibilità di usarli per misurazioni di breve periodo, dell'ordine di giorni (a meno di essere in presenza di concentrazioni molto elevate di radon);

²⁷ Giovani, 2003.

²⁸ Giovani, 2003.

- impossibilità di visualizzare eventuali variazioni nelle condizioni di campionamento che possono avvenire durante il periodo di misura;
-

LR115

LR115 (denominazione commerciale) è un rivelatore a stato solido di tracce nucleari (SSNTD's) di nitrato di cellulosa prodotto dalla DOSIRAD (Francia). È di colore rosso, presenta uno spessore di circa 12 μm ed è depositato su un supporto di plastica trasparente (poliestere) di circa 100 μm ; il lato sul quale è distribuito il nitrato di cellulosa è riconoscibile per la sua leggera concavità. È fornito in fogli (scatole) o in rotoli

L'LR115 è in grado di registrare, per la sua suscettibilità, particelle α con energie non superiori a circa 4 MeV; per questo motivo è necessario un "rallentamento" delle stesse fino a energie inferiori al suddetto valore.

Per il rilevamento del radon, l'LR115 viene montato su un telaio, denominato "dispositivo di campionamento" o "dosimetro", prodotto in vari materiali che può assumere diverse geometrie e dimensioni.

A titolo informativo viene riportato, in *Fig.4.2*, lo schema del dispositivo di campionamento largamente utilizzato nell'indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni condotta, tra il 1989 e il 1997, dall'ANPA e dall'ISS, in collaborazione con le Regioni²⁹ (cfr. § 3.6). I due rivelatori sono montati su un telaio di dimensioni 35mm x 26mm x 11,5mm d'altezza; una busta termostata di polietilene, dello spessore di circa 35 μm , consente il passaggio del solo radon e non dei suoi prodotti di decadimento. In questo dispositivo la riduzione dell'energia delle radiazioni α al di sotto di 4 MeV è ottenuta attraverso l'inserimento di un foglio di policarbonato alluminizzato dello spessore di circa 20 μm .

²⁹ Bochicchio *et al.*, 1999.

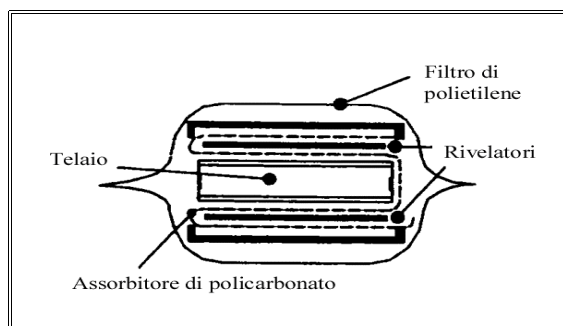


Figura 4. 2 – LR115 utilizzato nell'indagine nazionale.

Il dosimetro LR115 attualmente utilizzato presso il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” presenta una particolare geometria allungata che è determinante per la misura della concentrazione di radon in quanto l'assorbimento da parte dell'aria dell'energia delle particelle α ne determina la riduzione al di sotto dei 4Mev (*Fig. 4.3, 4.4*).

Di seguito viene descritto il protocollo, osservato presso il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali”, per la preparazione e la successiva lettura della densità delle tracce del dosimetro LR115. Inoltre, vengono riportate le specifiche formule e gli appropriati fattori di correzione da applicare al valore della densità di tracce per stabilire la concentrazione media di radon indoor.

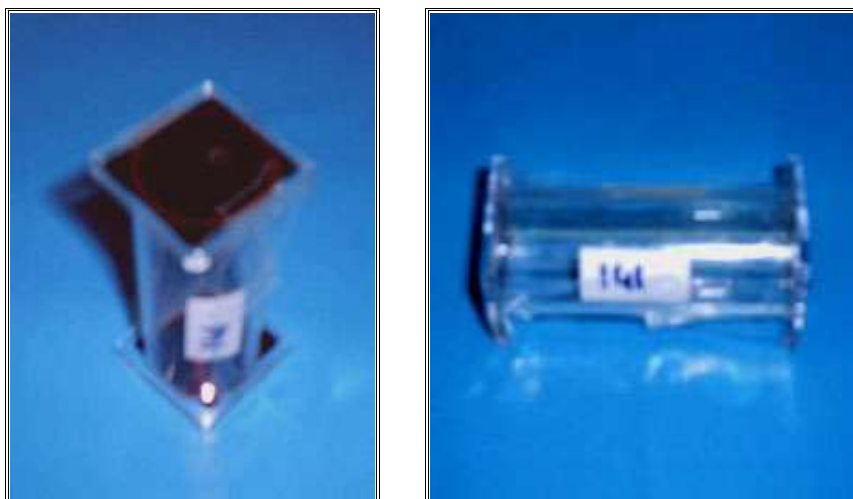


Figura 4.3, 4.4 – Dosimetro LR115 attualmente utilizzato presso il Servizio.

❖ Preparazione ed esposizione del LR115

Le diverse componenti che costituiscono il dosimetro LR115 sono (Fig. 4.5):

- ✧ un tubo di forma cilindrica in poliestere lungo 7 cm, con un diametro interno di 2.6 cm;
- ✧ due rivelatori LR115 posizionati alle due estremità del cilindro in modo che il lato sul quale è distribuito il nitrato di cellulosa (lato sensibile) sia orientato verso l'interno del dispositivo;
- ✧ due coperchi quadrati in poliestere che chiudono lateralmente la struttura.

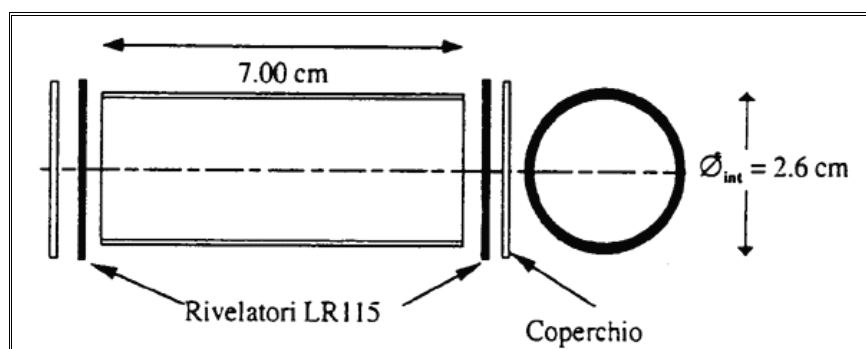


Figura 4.5 – Schema delle componenti che costituiscono il dosimetro LR115.

Questi elementi sono assemblati per mezzo di nastro adesivo che viene applicato secondo la lunghezza del dispositivo stesso.

Ad ogni dosimetro viene assegnato un codice identificativo, così come ad ogni singolo rivelatore; i codici sui rivelatori sono annotati, in alto a destra, utilizzando inchiostro indelebile affinché tali scritte non siano cancellate durante la successiva fase di sviluppo chimico.

Per controllare anomalie durante l'esposizione, su una frazione di dosimetri (uno ogni 20) viene collocato un ulteriore rivelatore all'esterno di uno dei due rivelatori orientando la superficie sensibile verso l'interno in modo tale renderlo insensibile all'esposizione al radon. Le pellicole di "controllo", identificate con la lettera "P", seguiranno lo stesso percorso dei rivelatori attivi e, al termine della lettura, il numero medio di tracce conteggiate dovrà essere confrontabile con le tracce riscontrate sviluppando i rivelatori di "fondo" presi direttamente dalle scatole o dai rotoli non esposti: un numero diverso indicherà un'anomalia a carico, ad esempio, del materiale.

Il fondo sarà sottratto al numero medio di tracce/cm² misurate sui dosimetri esposti.

Tutte le fasi di preparazione dei dosimetri vengono compiute utilizzando guanti per evitare accumuli di grasso sulle pellicole, lasciati dalle mani, che potrebbero interferire sul corretto svolgimento della lettura.

I dosimetri pronti per essere impiegati sono sigillati, tramite saldatura a caldo, in buste di materiale con bassa diffusione di radon (ad esempio accoppiato polietilene – alluminio), fino al momento della loro utilizzazione.

Per il rilevamento del radon, i dosimetri vengono posizionati nei locali dove si intende eseguire la misura per il periodo stabilito, ad un'altezza non inferiore ad un metro dal suolo e, possibilmente, ad una distanza di almeno un metro e mezzo da finestre e porte esterne e lontano da fonti di calore. Quindi, viene annotata la data di inizio del periodo di esposizione, oltre a quella di preparazione, e, servendosi del codice identificativo, la precisa collocazione di ogni rivelatore.

❖ **Termine del periodo di esposizione del LR115**

Al termine del periodo di misura, i dosimetri vengono portati al laboratorio di analisi dove sono prontamente smontati per evitare ulteriori esposizioni; i rilevatori vengono separati dai propri supporti[♦] e sigillati, tramite saldatura a caldo, in buste di materiale a bassa diffusione di radon, fino al momento del trattamento chimico.

Viene annotata la data del termine del periodo d'esposizione.

Prove di laboratorio hanno mostrato che tale procedura riduce praticamente a zero ulteriori esposizioni (comunque controllate dai dosimetri di controllo).

❖ **Analisi di laboratorio del LR115**

Le fasi che permettono di determinare la concentrazione di radon sono di seguito descritte e sono schematizzate nella *Tabella 4.1*.

Attacco chimico

Il trattamento chimico è necessario per evidenziare e ingrandire le tracce risultanti dall'interazione delle radiazioni α con il rivelatore; viene

[♦] Per poter riutilizzare i dispositivi di campionamento si effettuano bagni dei telai in acqua calda con detergenti appropriati, in modo da rimuovere la sostanza adesiva lasciata dal nastro.

effettuato con una soluzione di idrossido di sodio, NaOH, al 10% peso/volume, pari a 2.5N, a 60°C.

Importante - I due rivelatori di ciascun dosimetro vengono trattati separatamente per evitare la perdita di entrambi, ad esempio, in caso di malfunzionamento della strumentazione.

Tutte le operazioni che precedono il trattamento chimico, in cui si toccano i dosimetri, devono essere compiute con guanti per evitare che si accumuli il grasso delle mani sui rivelatori che potrebbe influire negativamente sullo sviluppo stesso.

La quantità di NaOH da preparare per l'attacco chimico viene calcolata tenendo in considerazione che il trattamento di ogni rilevatore richiede circa 50 ml di soluzione; questa procedura deve essere adottata per mantenere costante il rapporto tra soluzione/superficie del rivelatore in quanto la dissoluzione del nitrato di cellulosa può influire sulla forza di attacco della soluzione. Generalmente si trattano 12 rilevatori in 600 ml di soluzione.

Per preparare 1 litro di soluzione di NaOH:

- ✓ si sciolgono, in circa 800 ml di acqua distillata, 100 g di NaOH in pastiglie all'interno di un matraccio tarato da 1 litro, agitando la soluzione;
- ✓ si aggiunge acqua distillata fino a volume, si agita nuovamente e si attende che la soluzione si raffreddi, con conseguente riduzione in volume;
- ✓ si ripete l'operazione precedente fino a quando non si osservano più riduzioni in volume.

Essendo l'idrossido di sodio corrosivo, sia la preparazione della soluzione che il suo successivo utilizzo vengono compiuti con molta attenzione, avendo cura di proteggere le mani e gli occhi, in ottemperanza alle elementari norme di igiene e sicurezza del lavoro; si lavora inoltre, dove possibile, sotto cappa chimica[♦].

I 600 ml di soluzione di NaOH sono trasferiti in un beaker da 1 litro (o più in funzione del numero dei dosimetri da trattare); il beaker viene collocato all'interno di un bagno termostato ad acqua (Lauda E300 Ecoline-040) alla temperatura di 60°C ($\pm 0,5^\circ\text{C}$); per impedire che la soluzione subisca un'eccessiva evaporazione, i singoli beaker vengono ricoperti con coperchi in plastica o vetri da orologio. Quando la temperatura dell'NaOH, rilevata per mezzo di un termocoppia (Fluke 52 K/J Thermometer), raggiunge i 60°C ($\pm 0,1^\circ\text{C}$) si immergono i rivelatori (al massimo 12 per beaker), preventivamente bloccati in molle circolari (una per beaker) ad un intervallo di circa 1,5 cm l'uno dall'altro. Tale fissaggio avviene in un punto del rivelatore distante dall'area sulla quale si esegue il conteggio delle tracce (Fig.4.6, 4.7).



Figure 4.6, 4.7 – Molla di fissaggio e rivelatori LR115 fissati.

[♦] In caso di contatto accidentale con l'idrossido di sodio, data la sua pericolosità, si deve lavare immediatamente la parte interessata con abbondante acqua fredda rivolgendosi, per precauzione, ad un medico.

Per garantire un corretto posizionamento dei rivelatori durante l'attacco chimico viene collocata alla base di ogni beaker un'apposita struttura metallica (*Fig. 4.8*) che rialza i rivelatori dal fondo del beaker di circa 2 cm.



Figura 4.8 – Struttura a raggiera.

Nelle *Fig.4.9* e *4.10* è riportato il bagno termostato, rispettivamente aperto, per mostrare i diversi elementi sopra descritti, e chiuso, durante l'attacco chimico.



F

Figure 4.9, 4.10 – Bagno termostato aperto e chiuso.

Per ogni bagno vengono registrati il volume di soluzione impiegata, il numero e il codice dei rivelatori trattati e il numero dei beaker.

La durata dell'attacco chimico deve essere tale da ridurre LR115 ad uno spessore finale di circa $6.5\ \mu\text{m}$ e, comunque, compreso tra 5 e $8\ \mu\text{m}$; la velocità di sviluppo dipende da vari fattori (ad esempio, la geometria del bagno termostato, il rapporto numero di rivelatori/volume di soluzione, il tipo di termostazione, ecc.); preventivamente si eseguono alcune prove preliminari, misurando lo spessore residuo di rivelatori attaccati per tempo diversi³⁰; generalmente, si utilizzano progressivamente i tempi di 70, 80, 90, 100, 110 minuti.

Il tempo utilizzato nella procedura è di 90 minuti.

Al termine del bagno, i rivelatori vengono sottoposti a due lavaggi della durata di circa 30 minuti ciascuno: il primo in acqua corrente, il secondo in acqua distillata (Fig. 4.11, 4.12). Eventuali residui ancora presenti vengono rimossi strofinando le pellicole tra i polpastrelli (usando guanti di gomma).

³⁰ Durani, 1984.

Successivamente i rivelatori sono fatti asciugare all'aria, preferibilmente su carta da filtro in dischi.



Figura 4.11, 4.12 – Lavaggio LR115 successivo all'attacco chimico: rispettivamente, a partire dalla foto di sinistra, in acqua corrente e in acqua distillata.

Strippaggio

Per lo svolgimento delle successive operazioni di lettura, i rivelatori vengono separati dal supporto di poliestere; questa operazione viene definita di “strippaggio”. Si esegue, preferibilmente, quando il rivelatore è ancora bagnato, introducendo la lama del bisturi tra il film e il supporto e staccando, a partire da un angolo, l'intera pellicola.

L'operazione di strippaggio deve essere svolta con particolare attenzione usando guanti anti-taglio.

Se non è possibile compiere lo strippaggio subito dopo l'attacco chimico (ad esempio per mancanza di tempo), i rivelatori vengono comunque tolti dall'acqua distillata e asciugati su carta da filtro in dischi. L'operazione di strippaggio può quindi essere svolta, in un secondo tempo, sui rivelatori asciutti.

Misura dello spessore

La misura dello spessore residuo del LR115 rappresenta forse la fase più delicata dell'intero processo di lettura. Essa consente la “correzione”

della densità di tracce evidenziata sul rivelatore che è inversamente correlata con lo spessore finale dello stesso rivelatore dopo il trattamento chimico: maggiore è lo spessore residuo, minore è il numero di tracce rilevato; tale andamento è lineare per spessori residui compresi tra circa 5 e 8 μm .

A tal fine si utilizza il “comparatore micrometrico” (Millitron Feinprüf Mahr), strumento meccanico di precisione in grado di misurare fino al centesimo di micron (*Fig. 4.13*).

4.13



Figura

Comparatore micrometrico.

La taratura dello strumento viene compiuta con spessori certificati sia all’inizio delle misurazioni sia durante il loro svolgimento, avendo cura di pulire preventivamente le componenti implicate per mezzo di un foglio di carta ottica (Whatman®) imbevuto di alcool etilico.

Lo spessore viene rilevato, in corrispondenza dell’area sulla quale successivamente saranno conteggiate le tracce dallo Spark- replica Counter, eseguendo almeno 5 misure puntuali (*Fig.4.14*).

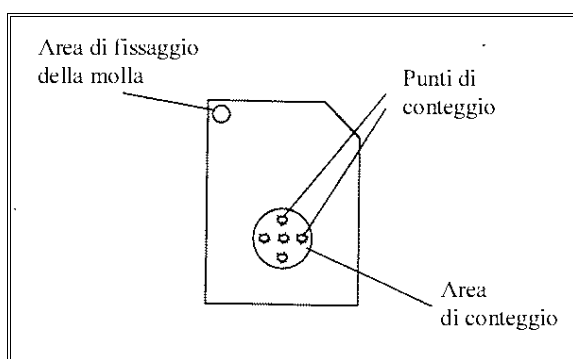


Figura 4.14 – Schema analisi del micrometro sul LR115.

Gli elementi da annotare sono il valore delle singole misure puntuali, il valore medio e la deviazione standard del totale delle misure. Nel caso in cui la deviazione standard sia superiore a $0.3\ \mu\text{m}$, l'operazione viene reiterata controllando eventuali malfunzionamenti del sistema di misura. Oltre agli elementi citati, si annota anche il valore dell'umidità (Testo 615) riscontrata nel corso delle misurazioni, per tenerne conto nella “correzione” del valore dello spessore.

Per il rilevamento dello spessore residuo dell'LR115 esistono altre strumentazioni, attualmente non in uso presso il Servizio, ma in fase di sperimentazione, che offrono notevoli vantaggi in termini di semplicità e velocità nell'esecuzione delle analisi; tra queste si cita il “Colorimetro”, che misura l'assorbanza del materiale, e il “Densitometro Ottico a Trasmittanza”, che misura la trasmittanza del materiale³¹.

Conteggio delle tracce

Per il conteggio delle tracce, lasciate dalle particelle α sul rivelatore, viene impiegato un contatore automatico di scintille, detto “Spark-replica Counter” (*Fig. 4.15*); questo strumento, proposto da Cross e Tommasino nel 1969 e valido solamente per tracce passanti, provvede ad un conteggio automatico dei fori e nello stesso tempo fornisce una replica visibile della loro distribuzione. E' una tecnica estremamente semplice e veloce.



³¹ Chiaberto, 2003.

Figura 4.15 - Spark-replica Counter.

Il sistema si compone di (Fig 4.16):

- ✧ un *elettrodo di conteggio*, di 1 cm² e spesso alcuni mm, in ottone, carico negativamente;
- ✧ un *controelettrodo*, costituito da uno strato di alluminio depositato su un sottile strato di materiale plastico conduttore (mylar alluminizzato).

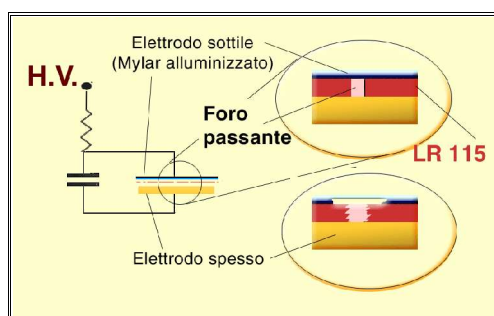


Figura 4.16 - Schema Spark- replica Counter.

Sull'elettrodo viene posto il rivelatore, mentre il mylar alluminizzato è disposto al di sopra, con il lato alluminizzato rivolto verso il basso.

LR115 viene usato come isolante tra i due elettrodi tra i quali viene applicata un'alta tensione (normalmente qualche centinaio di volt) che determina scariche solo nei fori prodotti sul film dalle particelle ionizzanti, cioè solo nei punti dove il dielettrico è l'aria (Fig. 4.17).

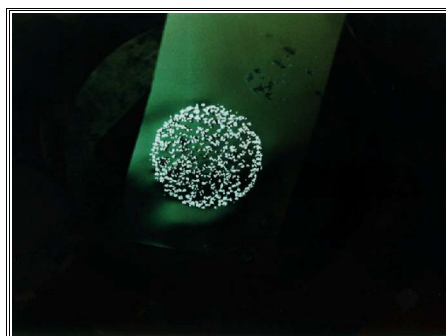


Figura 4.17 - Scintille prodotte sul film dall'alta tensione.

Il rapido conteggio dei fori presenti è possibile in quanto ogni scarica genera una perturbazione nel circuito elettrico automaticamente “contata”: il numero di impulsi elettrici prodotti dalle scintille corrisponde al numero dei fori presenti nel film sottile. Ogni scintilla che passa attraverso una traccia fa evaporare l’alluminio, lasciando il foro elettricamente isolato, e impedisce l’innesco di nuove scariche e di ulteriori conteggi nello stesso foro. Una replica visibile ad occhio nudo dei fori presenti sul rivelatore viene prodotta sul controlettrodo sottile di alluminio.

Prima di procedere alla misurazione del numero di tracce, si pulisce l’elettrodo di conteggio con pasta abrasiva finissima e alcool etilico; quindi si posiziona il film sopra l’elettrodo accertandosi che tra il rivelatore e l’elettrodo non vi siano granuli di polvere e si fa aderire la pellicola sull’elettrodo mediante una leggera pressione per mezzo di carta ottica (Whatman®).

Per migliorare la riproducibilità del conteggio delle tracce si effettuano prima due prescariche a 900 volt in modo tale che le tracce più piccole vengano ingrandite e vengano perforate quelle che non si sono completamente formate con l’attacco chimico.

Il tempo necessario alla prescarica è funzione del numero di tracce: generalmente si imposta un tempo di 15 secondi e si controlla che prima della scadenza sia terminata la produzione di scintille; nel caso in cui sia terminata, si ripete la prescarica sostituendo il foglio di mylar alluminizzato; nel caso in cui non sia terminata, si ripete la prescarica senza cambiare il foglio di mylar alluminizzato fino a quando la produzione di scintille non sia terminata; quindi si cambia il foglio di mylar e si ripete la seconda prescarica, aumentando adeguatamente il tempo.

Successivamente si passa alla fase di conteggio vero e proprio a 500 volt, ripetendo il conteggio per 3 volte. Il tempo di conteggio è funzione del

numero di tracce: si imposta normalmente un tempo entro il quale si è sicuri che sia completata la produzione di scintille (circa 10 secondi).

Al termine di ogni prescarica e di ogni scarica, la superficie del LR115 viene pulita con un materiale che non lascia residui, tipo carta ottica (Whatman®).

I vantaggi offerti dallo Spark-replica Counter sono³²:

- rapidità nei conteggi rispetto ai metodi di conteggio visivo: in un tempo di pochi secondi è possibile misurare rapidamente superfici anche di area considerevole utilizzando elettrodi di dimensioni opportune;
- disposizione delle macchie isolanti sull'alluminio che fornisce una replica visibile ad occhio nudo della disposizione delle tracce sul rivelatore;
- eliminazione del fattore uomo: nel conteggio visivo esiste sempre una soggettività nel discriminare le tracce e nel verificare che siano effettivamente tracce passanti che comporta errori sistemici difficilmente valutabili.

Gli svantaggi presentati dallo Spark-replica Counter sono³³:

- notevoli difficoltà nel maneggiare pellicole di spessore molto sottile (alcuni micron);
- limitazione della densità di tracce misurabili: all'aumentare delle densità di tracce possono verificarsi fenomeni di sovrapposizione delle tracce con perdita di efficienza nel conteggio, “fenomeno di saturazione” del rivelatore.

Altri metodi automatici per il conteggio delle tracce, attualmente in fase di studio presso il Servizio, sono il “conteggio automatico per analisi di immagini” nel quale il rivelatore viene analizzato al microscopio con un

³² Corso di formazione presso mi.am srl, 2003.

³³ Corso di formazione presso mi.am srl, 2003.

sistema automatico di riconoscimento delle tracce e il “conteggio con scanner” in cui, fatta una scansione ad alta risoluzione con uno scanner fotografico, il numero di tracce viene misurato sempre tramite programmi di analisi di immagine.

❖ **Concentrazione di radon indoor**

La determinazione della concentrazione di radon (Bq/m^3) si basa sull'applicazione di specifiche formule e appropriati fattori di correzione al valore della densità delle tracce misurate.

I dati necessari per il calcolo della concentrazione di radon e per i relativi controlli di qualità sono:

- codice del dosimetro;
- codice del rivelatore stesso;
- luogo di collocazione durante la misura;
- data di preparazione;
- data di inizio del periodo di esposizione;
- data di fine del periodo di esposizione;
- data di disattivazione (smontaggio del dosimetro);
 - data dell'attacco chimico;
 - codice del bagno;
 - codice del beaker in cui è contenuto il rivelatore;
 - durata dell'attacco chimico;
 - data e ora di misura dello spessore;
 - valore dell'umidità (H) rilevata durante la misura dello spessore;
 - misura dello spessore (s);
 - data di rilevamento della densità di tracce;
 - numero di tracce per cm^2 rilevato durante le prescariche;
 - numero di tracce per cm^2 rilevato nei tre conteggi.

La concentrazione di radon (Bq/m³) si ottiene applicando la seguente formula:

$$Rn = \frac{T \cdot F_s - \left[m \cdot \left(\frac{S}{1 + \alpha(H - 48)} \right) + P \right]}{\varepsilon \cdot t \left\{ 1 + \beta \cdot \left[\left(\frac{S}{1 + \alpha(H - 48)} \right) - 6.5 \right] \right\}}$$

dove:

$\alpha = 0,003182$ fattore di correzione dello spessore per la
normalizzazione all'umidità di riferimento
 $H \% = 48\%$ (calcolato da prove sperimentali)

H = valore dell'umidità rilevata durante la misura dello spessore

T = numero medio di tracce per cm² (dei tre conteggi) (cm⁻²)

$F_s = 1,0877$ fattore di correzione del numero medio di tracce
per il fenomeno della saturazione (calcolato da
prove sperimentali)

$m = - 7,578$ coefficiente angolare della retta di correzione per
il fondo (calcolato da prove sperimentali) (cm⁻²)

$p = 66,552$ termine noto della retta di correzione per il fondo
(calcolato da prove sperimentali) (cm²/μm)

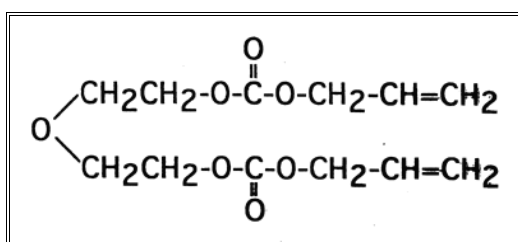
S = misura dello spessore (μm)

t = tempo di esposizione (h)

$\varepsilon = 7,35 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{cm}^2 \text{ Bq h}$ fattore di calibrazione (calcolato
sperimentalmente con
esposizioni riferibili a campioni
primari)

fattore di correzione del numero medio di
tracce per la normalizzazione allo
spessore di riferimento di 6,5 μm (μm^{-1})

Il CR39, conosciuto anche come PADC (carbonato poliallico diglicolico) è una resina termostabile sensibile alle radiazioni α e insensibile alla luce, ai raggi X e alle radiazioni β e γ (*Fig. 4.18*).



Viene prodotto in lastre sottoposte ad un ciclo in cui si alternano diverse temperature che vanno dai 34°C ai 65°C per 32 ore e poi per un'ora a 90°C. Dalle lastre si tagliano i singoli rivelatori; al momento del taglio, su ogni rivelatore viene apposto un codice identificativo che rimane inalterato anche in seguito all'attacco chimico³⁴.

Il CR39 viene collocato, per il monitoraggio del radon, all'interno di una camera di polipropilene (dispositivo di campionamento) che agisce come una camera di diffusione per il passaggio del radon e che esclude l'ingresso dei suoi prodotti di decadimento e della polvere.

L'impiego del CR-39 è ampiamente diffuso in Europa dove viene utilizzato dai più importanti laboratori, come l'NRPB in Gran Bretagna, il SSI in Svezia, il NRPA in Norvegia e il RPII in Irlanda³⁵.

³⁵ www.fgmambiente.it (data di consultazione 20.11.2003).

I vantaggi offerti dall'utilizzo dei CR-39 sono diversi, tra i quali³⁶:

- dimensioni piccole che ne permettono l'impiego in grandi quantità e ne determinano una notevole praticità nell'uso e nella catalogazione;
- possibilità di archiviare i rivelatori già sviluppati nei loro contenitori e in ambienti chiusi in modo da poter effettuare nuovamente il conteggio delle tracce, anche dopo un lungo intervallo di tempo (in caso di contestazione della misura);
- grande affidabilità del metodo in quanto le condizioni ambientali non influiscono in modo considerevole sulla misura. Il rilievo è attendibile per temperature fino ai 110 °C e per intervalli di umidità compresi tra il 5% e il 95%;
- copertura di un ampio range di concentrazione di radon parzialmente funzione del volume interno della camera. S'intende che ciascuna geometria caratteristica possiederà un proprio fattore di calibrazione opportunamente calcolato e verificato periodicamente da un laboratorio autorizzato (vedi NRPB);
- costo non elevato.

Di seguito si riporta la metodologia, attualmente adottato presso il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali”, per la preparazione, lo sviluppo e la successiva lettura della densità di tracce, del CR39 (*Fig. 4.19*). Sono inoltre annotati i fattori di correzione e le formule da applicare al valore della densità di tracce per determinare la concentrazione media di radon indoor (Bq/m^3).

³⁶ www.fgmambiente.it (data di consultazione 20.11.2003).



Figura 4.19 - Dosimetro CR39.

❖ *Preparazione ed esposizione del CR39*

La camera d'esposizione del CR39 è costituita da due elementi circolari, uno di forma convessa e l'altro di forma piatta; alla base di quest'ultimo viene collocato il rivelatore la cui posizione è definita dalla forma della sede del supporto (*Fig. 4.20*).



Figura 4.20 – Dosimetro CR39 aperto.

Prima di posizionare il CR-39 all'interno della camera d'esposizione, deve essere pulito mediante carta ottica (Whatman®) prendendo nota del suo codice identificativo e di quello del dispositivo di campionamento.

La preparazione dei dosimetri viene eseguita con guanti in modo tale da non far depositare sui rivelatori residui di grasso delle mani che potrebbero interferire sfavorevolmente sulle successive fasi di sviluppo chimico e di lettura.

Dopo la preparazione, i dosimetri vengono sigillati, con saldatura a caldo, in buste di materiale a bassa diffusione di radon e così conservati fino al momento della misura, per evitare esposizioni aggiuntive prima della loro utilizzazione.

Nei locali dove si procede al rilevamento della concentrazione di radon indoor, i dosimetri vengono preservati da fonti di calore e tenuti ad un'altezza non inferiore ad un metro dal suolo, possibilmente a distanza di almeno un metro e mezzo da finestre e porte esterne. Per ogni dosimetro esposto viene registrata la sua precisa collocazione, utilizzando il codice identificativo, la data di inizio del periodo di esposizione oltre a quella di preparazione.

❖ **Analisi di laboratorio del CR39**

Concluso l'intervallo di misura, i dosimetri sono smontati nel laboratorio di analisi per evitare ulteriori esposizioni; i rilevatori vengono raccolti e conservati, fino al momento della loro lettura, in buste di materiale a bassa diffusione di radon sigillate con saldatura a caldo.

È importante l'annotazione del termine del periodo d'esposizione per stabilire la concentrazione media di radon nel periodo in esame.

Di seguito vengono descritte le fasi che permettono di stimare la densità di tracce prodotte sul rivelatore dalle radiazioni α , schematizzate nella *Tabella 4.1*.

Trattamento chimico

Il trattamento chimico sul CR39 si usa, come in tutti i rilevatori a stato solido di tracce nucleari, per rendere visibili le tracce latenti prodotte sul rivelatore dalle radiazioni α , a seguito dell'interazione delle particelle α dovute al decadimento del radon e ai suoi prodotti di decadimento, generati all'interno del dispositivo di campionamento; il trattamento viene effettuato

con una soluzione di idrossido di sodio al 25% peso/volume, pari a 6.25 N, a 85°C per 5 ore.

Tutte le operazioni antecedenti al trattamento chimico, che richiedono il maneggiamento di dosimetri, vengono eseguite calzando guanti per evitare di lasciare residui di grasso sui rivelatori, che potrebbero interferire sullo sviluppo.

La quantità di soluzione di NaOH da usare viene calcolata considerando che per effettuare il bagno, in cui possono essere collocati fino a 80 rivelatori, deve essere riempito un contenitore in acciaio inossidabile di 5 litri (per la procedura di preparazione della soluzione e per le corrette norme di sicurezza da adottare cfr. § 4.2.1.1). La soluzione di 5 litri di NaOH, trasferita nel contenitore in acciaio inossidabile, viene collocata all'interno del bagno termostato ad acqua alla temperatura di 85°C ($\pm 0,5^\circ$ C); quando la temperatura della soluzione, rilevata per mezzo di un termometro a termocoppia, raggiunge gli 85°C ($\pm 0,1^\circ$ C) si immergono i rivelatori per 5 ore, preventivamente fissati a molle, in tiraggio su un'apposita struttura piana (anch'essa in acciaio inossidabile), a una distanza minima di circa 1,5 cm l'uno dall'altro; tale fissaggio avviene lontano dall'area sottoposta al conteggio delle tracce (*Fig. 4.21, 4.22*).

Finito l'attacco chimico, i rivelatori vengono lavati in acqua corrente per circa 30 minuti (*Fig. 4.23*) e quindi immersi in acqua distillata per circa 30 minuti; se si riscontrano residui sulle pellicole vengono rimossi strofinandole tra i polpastrelli (con guanti in gomma)



Figura 4.21 – Dosimetri CR39 fissati nell'apposita struttura a molle.



Figura 4.22 – Dosimetri CR39 collocati nel bagno.



Figura 4.23 – Lavaggio dosimetri CR39 in acqua corrente.

Al termine del lavaggio, i rilevatori vengono asciugati, preferibilmente su carta da filtro in dischi, in aria o in una stufa ventilata a una temperatura non superiore a 40°C.

Conteggio delle tracce

Il conteggio delle tracce viene effettuato attraverso l'analisi compiuta al microscopio con il sistema automatico di analisi ed elaborazione delle immagini "Perception Image Analysis System", in grado di elaborare l'immagine e fornire il numero delle tracce presenti (*Fig. 4.24*).

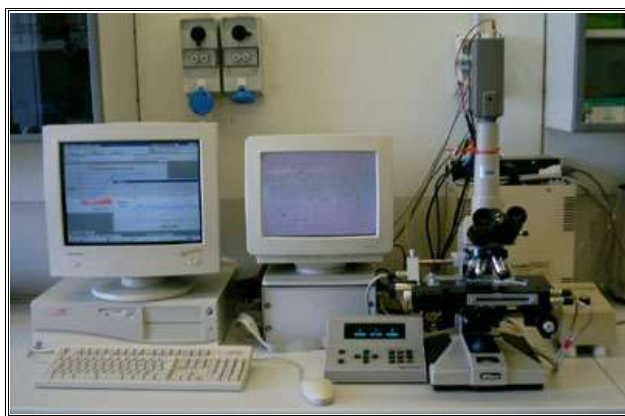


Figura 4.24 – Strumentazione per il conteggio delle tracce.

Il sistema computa il numero di tracce in 48 aree analizzate per un'estensione totale di $0,4842 \text{ cm}^2$. I campi sono selezionati in modo tale da essere rappresentativi di un'area di circa 1 cm^2 del centro del rivelatore.

Su di un monitor è possibile osservare il numero di tracce riscontrate per ogni area dal programma (*Fig. 4.25*) e, quindi, scartare quelle aree che a confronto con il campo visivo del microscopio (*Fig. 4.26*) presentano un numero anomalo di tracce; il computer non è infatti in grado di distinguere le tracce delle particelle α da quelle dovute a danneggiamenti del rivelatore di altra natura, detti “screech”.

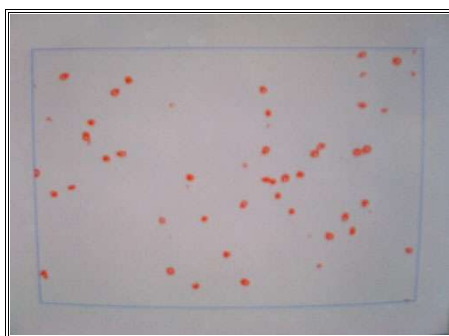


Fig. 4.25 – Monitor con tracce.

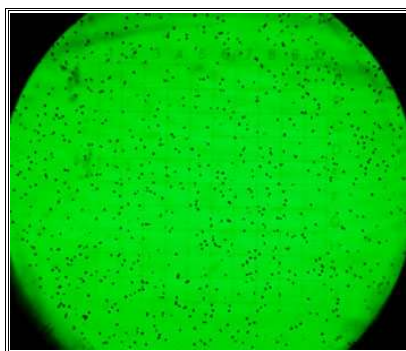


Fig. 4.26 – Campo visivo del microscopio.

Prima di posizionare il rivelatore sul piatto del microscopio, si collima il CR39 a una sagoma, incisa sopra una mascherina, precedentemente scalfita con un segno da riprodurre, per mezzo della punta di un bisturi, sul rivelatore: tale segno rappresenta il punto da cui inizierà il conteggio delle tracce. Dopo aver pulito con carta ottica (Whatman®) il CR39 dai frammenti formati dall'incisione, lo si colloca sul piatto del microscopio. Quindi si mette a fuoco l'immagine e si posiziona il segno, fatto in precedenza con il bisturi, all'esterno del campo visivo, in alto e a sinistra (*Fig. 4.27, 4.28, 4.29*).

Dopo aver assegnato il valore “0” alle coordinate x, y e z, si dà inizio alla lettura delle tracce. Il sistema registra il numero delle tracce per ogni campo analizzato.



Figure 4.27, 4.28, 4.29 –

Tappe di posizionamento del segno impresso sul rivelatore, in successione da sinistra a destra.

Per ogni rivelatore viene annotato:

- ✧ numero complessivo di tracce conteggiate dal programma (compreso il numero di “screech”);

- ✧ numero di campi da escludere, tra i 48 analizzati, per la presenza di un numero anomalo di tracce (presenza di “screech”);
- ✧ il numero di tracce corrispondenti ai campi esclusi.

❖ **Esposizione all’americio (Am^{241})**

Alcuni rivelatori di CR39 vengono impiegati per il “controllo” delle condizioni dell’attacco chimico.

Essi vengono irraggiati con una sorgente nota di americio-241 (Am^{241}), per un tempo prefissato di 5 minuti e quindi seguono i rivelatori utilizzati per l’esposizione in tutte le successive fasi di lettura. Dal rapporto tra il numero di tracce per cm^2 sui CR39 irraggiati (numeratore) con il numero ricavato, in precedenza, dallo stesso tipo di irraggiamento di rivelatori di controllo dei CR39 utilizzati per determinare il fattore di calibrazione (F_C) (denominatore), si ottiene il “fattore di correzione dell’attacco chimico” (F_A).

La procedura utilizzata per l’irraggiamento consiste nel sovrapporre alla base di un dispositivo di campionamento sul quale viene posto il CR39, un altro supporto sul quale è collocato la sorgente di americio; è essenziale che il tempo di durata dell’irraggiamento (di 5') sia lo stesso di quello impiegato durante l'attacco chimico dei rivelatori per la taratura.

❖ **Concentrazione di radon indoor**

Per la determinazione della concentrazione di radon (Bq/m^3), al valore delle tracce conteggiate sul rivelatore si devono applicare formule e fattori di correzione, come già visto per LR115.

I parametri necessari per il calcolo della concentrazione di radon e per i relativi controlli di qualità sono:

- codice del dosimetro;
- codice del rivelatore;
- luogo di collocazione durante la misura;

- data di preparazione;
- data di inizio del periodo di esposizione;
- data di fine del periodo di esposizione;
- data di disattivazione;
 - data dell’attacco chimico;
 - codice del bagno;
 - durata dell’attacco chimico;
- numero totale di tracce conteggiate (T_{TOT});
- numero di campi da escludere (N_c);
- numero di tracce dei campi da escludere (T).

Il numero di tracce per cm^2 si ottiene applicando la seguente formula:

$$T_{cm}^2 = \frac{T_{TOT} - T}{0,4842 - [(0,4842/48) \times N_c]}$$

T_{cm}^2 = numero medio di
tracce/ cm^2

T_{TOT} = numero di tracce totali

T = numero di “screech”

N_c = numero campi da escludere

Da cui, la concentrazione di radon (Bq/m^3) si ottiene applicando la seguente formula:

$$C_{Rn} = \frac{T_{cm}^2 - T_F}{(t \times \varepsilon \times F_A)}$$

dove:

T_{cm}^2 = numero medio di tracce/ cm^2

T_F = numero medio per cm^2 di tracce di fondo (ricavato da prove sperimentali su rivelatori non esposti)

t = tempo di esposizione (h)

ε = $3,104 \times 10^{-3} m^3/cm^2 Bq h$

F_A = fattore correzione dell’attacco chimico

Dosi metro	Fase	Strumentazione	Procedura	Note	53
LR 115	Attacco chimico	- Bagno termostato a 60° C per intervallo variabile→ 70'~110' -Termocoppia per controllare la temperatura del bagno	-Rivelatore nel bagno fissato a una molla circolare alla distanza di 1,5 cm dall'altro rivelatore, su supporto a raggiera in beaker con NaOH al 10% peso/volume→ 50ml di soluzione per rivelatore Risciacquo successivo: 30' in acqua corrente, 30'in acqua distillata	- NaOH: soluzione corrosiva Uso guanti nel maneggiare pellicole	
	Strippaggio	- Bisturi	- A rivelatore ancora bagnato viene introdotta la lama del		
	Misura dello spessore	- Comparatore micrometrico - Igrometro	- Almeno 5 misurazioni puntuali dove successivo conteggio tracce - Annotazione dell'umidità	Taratura e pulizia strumento	
	Conteggio delle tracce	- Spark-replica Counter	- 2 pre-scariche a 900 Volt di 15 secondi ognuna - 3 scariche nella fase di conteggio a 500 Volt di 10 secondi ognuna	Contatto diretto rivelatore/elettrodo	
C R39	Attacco chimico	- Bagno termostato a 85° C per 5 ore	- Rivelatore nel bagno fissato a una molla in tiraggio alla distanza di 1,5 cm dall'altro rivelatore con NaOH al 25% peso/volume (5l) - Risciacquo successivo:30' in acqua	- NaOH: soluzione corrosiva Uso guanti nel maneggiare pellicole	53

Indagine sul radon presso l'APAT

Caratteri generali dell'indagine

In conformità al D. Lgs.230/95 e s.m.i., il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” sta svolgendo un'indagine sulla concentrazione media annua di radon presso i locali sotterranei delle sedi APAT.

L'indagine, iniziata a marzo del 2003, dovrà terminare entro il mese di marzo del 2004 e viene eseguita presso 29 locali della sede di Via Vitaliano Brancati n°48, ubicati al 1° piano interrato, e presso 30 locali della sede di Via Curtatone n°3, ubicati al 1°, al 2° e al 3° piano interrato.

La scelta dei locali da monitorare è stata pianificata in modo da poter fornire una misura del rischio costituito dall'esposizione del personale al gas. Quindi, le misurazioni sono effettuate in locali frequentati dai lavoratori ed eventualmente dal pubblico; locali di servizio, spogliatoi e ambienti di passaggio (ad esempio corridoi) sono stati esclusi dall'indagine.

Poiché numerosi studi hanno evidenziato una elevata variabilità spaziale di concentrazione di radon sono stati pianificati anche rilevamenti in locali contigui, purché fisicamente separati.

I dosimetri utilizzati per il rilevamento del radon sono il CR39 e l'LR115. Questi rivelatori sono stati collocati, in ciascun locale, simultaneamente all'interno di una busta, identificabile mediante un codice (*Fig. 5.1*), posizionata ad altezza non inferiore ad un metro dal suolo, a distanza di almeno un metro e mezzo da finestre e porte esterne, lontana da fonti di calore. Per locali di piccole dimensioni (inferiori a 50 m²) è stato individuato un solo punto di misura, mentre per locali di dimensioni superiori viene eseguita una misura ogni 100 m² circa di superficie.



Figura 5.1 - Busta contenente i dosimetri.

L'intervallo di misura della concentrazione di radon, della durata complessiva di un anno, è ripartito in due semestri, orientativamente identificabili con il semestre primavera - estate e autunno - inverno al fine di ottenere ulteriori informazioni sulla variabilità stagionale. Dalla media della concentrazione di radon rilevata nei singoli periodi sarà determinata la concentrazione media annua.

Risultati del 1° semestre di misura

Nella *Tabella 5.1* sono schematizzati i risultati delle misure effettuate nelle sedi APAT con i due tipi di rivelatori, CR39 e LR115.

Tabella 5.1 - Risultati ottenuti con il CR39 e l'LR115.

	CR39	LR115
Numero misure effettuate	70	70
Media aritmetica	277	235
Deviazione standard	416	267
Errore standard	49	31
Media geometrica	170	166
Deviazione standard geometrica	2,33	2,1
Mediana	141	142
Valore minimo rilevato	39	50
Valore massimo rilevato	2270	1403

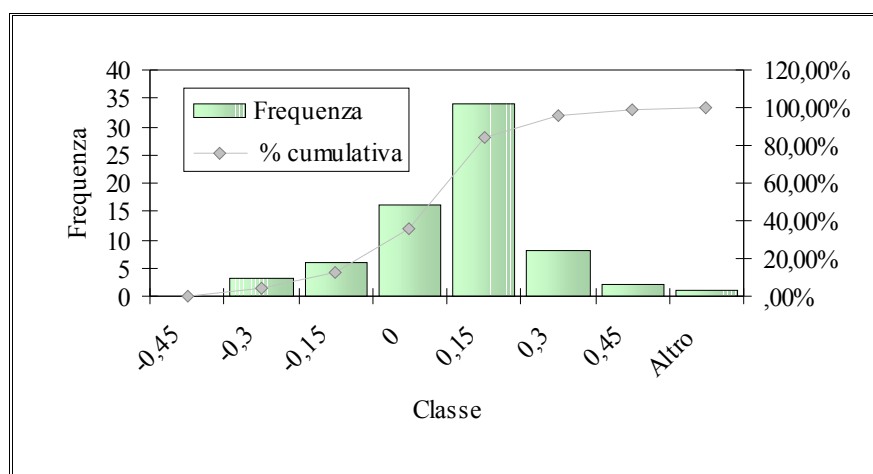
I valori della concentrazione di radon rilevati sono alti in relazione al valore medio determinato nell'indagine nazionale sulla radioattività nelle

abitazioni condotta tra il 1989 e il 1997 (cfr. § 3.6). Tuttavia, tale risultato non è anomalo in quanto l'indagine è in svolgimento esclusivamente in locali sotterranei dove la concentrazione di radon è significativamente superiore rispetto a quella riscontrabile in altri ambienti diversamente ubicati.

La differenza tra i valori medi di concentrazione di radon misurati dal CR39 e dall'LR115 è da attribuire al “fenomeno della saturazione” che si verifica ad elevate concentrazioni di radon (maggiori di 1000 Bq/m³) e che comporta la diminuzione di sensibilità e quindi di efficienza dell' LR115. Difatti, escludendo dal calcolo delle medie i valori superiori ai 1000 Bq/m³, queste risultano di 199 Bq/m³ per il CR39 e di 190 Bq/m³ per l'LR115, a dimostrazione della buona “confrontabilità” dei risultati ottenuti.

Nel *Grafico 5.1* è riportata la distribuzione delle differenze delle misure del CR39 e dell'LR115 divise per le loro medie.

Grafico 5.1 - Distribuzione delle classi delle differenze tra le misure del CR39 e dell'LR115 divise per le loro medie.

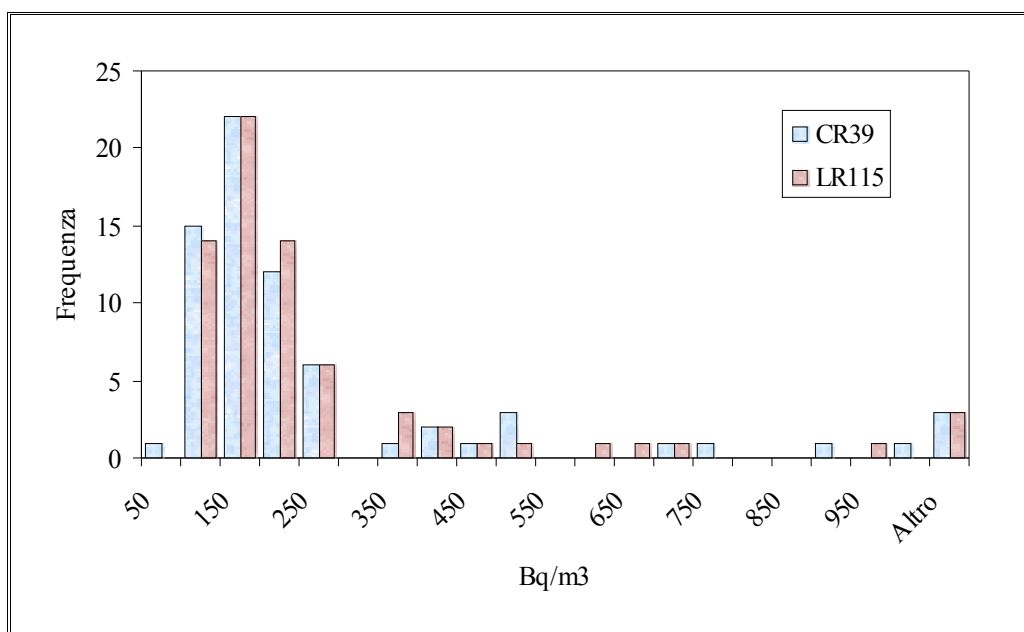


Il valore medio, relativo ai 70 punti di misura, delle differenze dei valori rilevati dal CR39 e dall'LR115 divise per le loro medie è del 2,5%;

questo valore indica che le concentrazioni di radon ottenute con le due metodologie sono tra loro confrontabili. Inoltre, escludendo dal calcolo le concentrazioni superiori ai 1000 Bq/m³ dal 2,5% si passa allo 0,6%, a ulteriore dimostrazione della “compatibilità” delle misure effettuate con i due tipi di rivelatori.

Nel *Grafico 5.2* sono messe a confronto le distribuzioni delle concentrazioni di radon misurate dal CR39 e dall'LR115 in cui risulta evidente la compatibilità dei risultati dei due sistemi di rilevamento.

Grafico 5.2 – Confronto misure CR39 e LR115.



Nei *Grafici 5.3* e *5.4* sono riportati i risultati della concentrazione media di radon (Bq/m³) riferiti ai locali, rispettivamente, di Via Brancati e di Via Curtatone, in termine di numero di locali per classe di concentrazione (Bq/m³).

Data la compatibilità delle misure del CR39 e dell'LR115, le concentrazioni dei singoli punti di misura sono ottenute dalla media dei valori rilevati con le due metodologie (per locali con più punti di misura,

superficie maggiore di 50 m², la concentrazione di radon è stata calcolata dalla media dei valori dei singoli punti di misura).

Grafico 5.3 - Numero di locali per classi di concentrazione media di radon (Bq/m³) in Via V. Brancati.

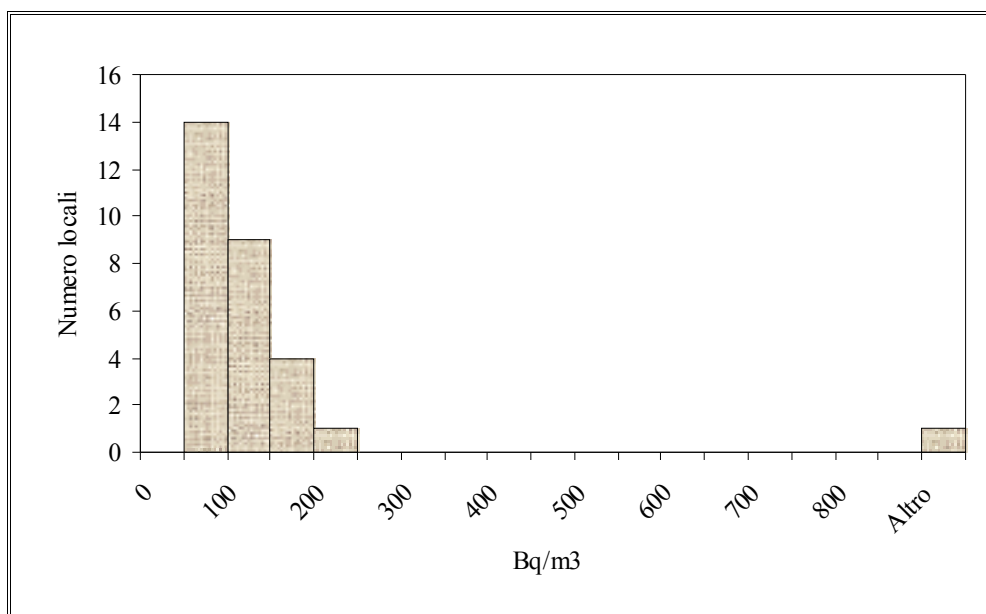
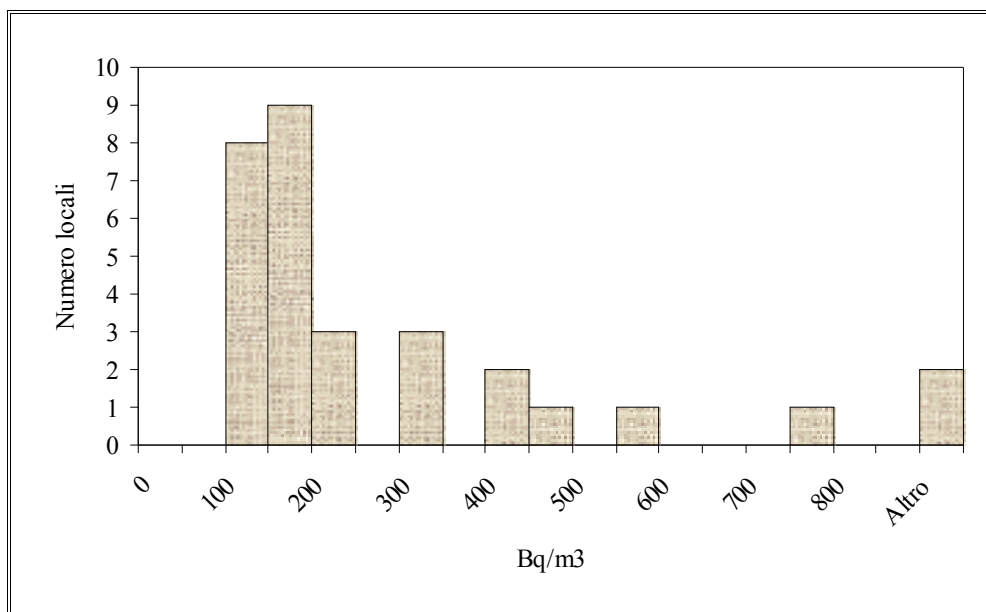


Grafico 5.3 - Numero di locali per classi di concentrazione media di radon (Bq/m³) in Via Curtatone.



Come è possibile osservare nella sede di Via V. Brancati il livello d'azione viene superato in un unico locale, mentre nella sede di Via Curtatone, dove sono stati registrati i valori più elevati di concentrazione media di radon, il livello d'azione viene superato in quattro locali.

Inoltre, in tre locali di Via Curtatone la concentrazione di radon è compresa tra 400-500 Bq/m³ (sulla base del D. Lgs.230/95 e s.m.i. per tale intervallo la misura deve essere ripetuta).

Questi risultati sono ancora parziali in quanto riferiti solo al I° semestre di misura: le valutazioni conclusive e le relative azioni in rispetto al D. Lgs.230/95 e s.m.i. potranno essere eseguite solo al completamento dell'intero anno di esposizione.

Conclusioni

Sia pure con la consapevolezza di non essere esaustivo, il presente lavoro ha presentato una panoramica dei principali metodi di misura della concentrazione di radon indoor attualmente utilizzati presso il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali”. Data la brevità dello stage, si è scelto di prestare maggiore attenzione alle seguenti tecniche passive di monitoraggio: LR115 e CR39.

Dallo studio bibliografico svolto e dalla breve esperienza maturata presso i laboratori del Servizio sono emersi interessanti punti di ricerca che meritano di essere ulteriormente sviluppati. Ad esempio, nel caso del LR115, potrebbe essere proficuo approfondire alcuni argomenti di innovazione collegati a tale metodica, quali:

- ✧ misura ottica dello spessore rispetto al comparatore micrometrico;
- ✧ conteggio delle tracce con lo scanner ottico rispetto allo Spark-replica Counter;
- ✧ tecniche di analisi di immagini di tipo differente;
- ✧ tecniche di correzione per la saturazione dei rivelatori;
- ✧ dipendenza del dosimetro a fattori ambientali, in particolare alla pressione atmosferica.

Entrambe le tecniche vengono utilizzate attualmente nell'indagine che si sta svolgendo presso i locali APAT delle sedi romane di Via V. Brancati e di Via Curtatone, in adempimento al D. Lgs.230/95 e s.m.i.. I valori della concentrazione media di radon indoor rilevati dai due tipi di dosimetro, nel 1° semestre di misura, sono tra loro “compatibili”³⁷.

Ai fini della valutazione del rischio sanitario, i risultati ottenuti indicano che nella sede di Via Brancati il livello d'azione viene superato in

³⁷ .La media delle differenze tra le misure del CR39 e dell'LR115 divise per la loro media è pari a 2,5%.

un unico locale; nella sede di Via Curtatone, dove si sono registrati i valori più elevati di concentrazione media di radon, il livello d'azione viene superato in quattro locali.

Inoltre, in tre locali di Via Curtatone la concentrazione di radon è compresa tra 400-500 Bq/m³ (per tale intervallo la misura deve essere ripetuta, sempre sulla base del D. Lgs.230/95 e s.m.i.).

Tuttavia, i risultati presentati in questo lavoro sono ancora parziali in quanto riferiti solo al I° semestre di misura: solo al completamento dell'intero anno di esposizione potranno essere eseguite le relative valutazioni che consentiranno il primo adempimento degli obblighi di legge.

BIBLIOGRAFIA

ANPA (Agenzia nazionale per la protezione dell'ambiente), 2000. "Rapporto sul problema del gas radon nelle abitazioni".

BEIR VI, 1998. Report: "The Health Effects of Exposure to Indoor Radon".

Bezzo M., Bottani E., Falesani M., 1991. "Misure di radon nelle abitazioni". Bologna.

Bohicchio F., Campos Venuti G., Piermattei S., Torri G., Nuccetelli C., Risica S., Tommasino L., 1999. "Results of the national survey on radon in all the 21 italian regions". International Workshop "Radon in the Living Environmental" 19-23 April, Athens, Greece.

Calgan A., Gutierrez J., 1996. "National approaches to controlling exposure to radon".

Checcacci L., Meloni C., Pelissero G., 1993. "Igiene" - 2^a Edizione. Casa Editrice Ambrosiana, Milano. pp. 42-43.

Chiaberto E., Procopio S., Righino F., Magnoni M., 2003. "Utilizzo di un sistema ottico per la valutazione dello spessore residuo in pellicole LR-115 impiegate per la misura del radon".

Corso di formazione presso la "mi.am srl", 2003. "Utilizzo di strumentazione per la lettura di tracce nucleari in rivelatori a stato solido per misure di radon". 30 giugno – 4 luglio, Monza.

Darby C., Whitley E., Howe G., 1997. "Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies". Cancer Institute.

Durani A., Green P., 1984. "The effect of etching conditions of the response of LR115".

Fleisher L., Price R., 1995. "Nuclear Track in Solids: Principles and Applications". Berkeley.

Giovani C., 2003. "Rassegna delle principali tecniche di misura per il monitoraggio del radon". 39° Corso Scuola Superiore di Radioprotezione "Carlo Piovani", 18-20 novembre, Como.

Globe R., Socolow R., 1990. "High radon houses: questions about log-normal distributions and implications for the epidemiology and risk assessment". Atlanta.

Gnesotto R., Torri G., Trotti F., Caldognetto E., Fusato G., Zannoni G., 2002. "Rapporto sul problema dell'inquinamento da gas radon nelle abitazioni". Verona.

Hardcastle G. D., Howarth C. B., Naismith S. P., Algar R. A., Miles J. C. H., 1996. "NRPB Etched-track Detectors for Area Monitoring of Radon".

Hearting F. H., Hesse W., 1879. "Der Lungenkrebs, die Bergkrankheit in den schneeberger Gruben". V gericht. Med. Off. GesundWes. 96-309 and 31, 102-132, 313-337.

Howarth C. B., Miles J. C. H., 2000. “Validation scheme for laboratories making measurements of radon in dwellings : 2000 revision NRPB-M1140”.

Howarth C. B., Miles J. C. H., 2001. “Results of the 2001 NRPB Intercomparison of Passive Radon Detectors”.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 1988. Monographs: “Radon and its decay products”. Vol. 43.

ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements), 1980. Reporter n°33, Maryland.

Lubin J. H., Boice D., 1999. “Lung cancer risk from residential radon: metanalysis of eight epidemiologic studies”. Cancer Institute.

Nero A., Naranoff W., 1968. “Radon and its products in indoor air”. A. Wiley – Interscience Publications A.

Piano Sanitario Nazionale, 1998-2000. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n.288 del 10/12/1998.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of the Atomic Radiation), 2000. “Souces and effects of ionizing radiation”.

Siti Web consultati:

- www.fgmambiente.it (data di consultazione 20.11.2003).
- www.miam.it (data di consultazione 20.11.2003).

ALLEGATO - Glossario

Becquerel (Bq) – unità di misura, adottata dal S.I., dell'attività di un elemento *radioattivo*, ovvero numero di disintegrazioni nucleari per unità di tempo, corrispondente ad una disintegrazione al secondo.

Decadimento radioattivo – processo in cui un nucleo, detto “radionuclide” o “nucleo radioattivo”, risultando instabile a causa di un eccesso di energia interna, viene sottoposto a un cambiamento spontaneo verso una forma più stabile. Durante questo processo il nucleo emette particelle α e β , cambiando il proprio numero atomico, e radiazioni γ .

Dose assorbita (D) – energia assorbita per unità di massa e cioè il quoziente di dE diviso per dm , in cui dE è l'energia media ceduta dalle radiazioni ionizzanti alla materia in un elemento volumetrico e dm la massa di materia contenuta in tale elemento volumetrico; ai fini del D. Lgs. 230/1995, la dose assorbita indica la dose media in un tessuto o in un organo. L'unità di dose assorbita è il gray.

Dose efficace (E) – somma delle dosi equivalenti nei diversi organi o tessuti; l'unità di dose efficace è il sievert.

Dose equivalente (H_T) – dose assorbita media in un tessuto o organo T , ponderata in base al tipo e alla qualità della radiazione; l'unità di dose equivalente è il sievert.

Effetto camino – è il fenomeno in cui il trasporto per convezione del radon dal terreno all'edificio avviene a causa della differenza di temperatura tra l'interno e l'esterno dell'edificio stesso. L'effetto camino si presenta quando la temperatura esterna è minore di quella interna (tipicamente d'inverno e di notte); l'aria calda, in queste condizioni, tende infatti a salire portando una depressurizzazione all'interno e conseguentemente un richiamo d'aria dall'esterno e anche dal suolo.

Effetto vento – è il fenomeno in cui il trasporto per convezione del radon dal terreno all'edificio avviene a causa della differenza di velocità dell'aria tra l'esterno e l'interno dell'edificio stesso. L'effetto vento produce un campo di pressione attorno all'abitazione che spingerà il radon al suo interno esercitando sulle pareti e sul suolo una forza in direzione del vettore velocità del vento.

Emivita o tempo di dimezzamento – tempo necessario a dimezzare il numero iniziale di nuclei radioattivi; è legata alla costante di decadimento, caratteristica del radioisotopo, dalla relazione: $t_{1/2} = \ln 2 / \lambda$, ove λ è la costante di decadimento (t^{-1}).

Esposizione – grandezza di riferimento per la valutazione del rischio sanitario; l'esposizione è il prodotto tra la concentrazione di una sostanza radioattiva e il tempo trascorso a contatto con tale sostanza. L'unità di misura adottata dal S.I. è il Bqh/m³.

Livello di azione – è il valore il cui superamento richiede l'adozione di azioni di qualsiasi tipo: interventi disposti per legge o azioni di rimedio, da strutturale a comportamentale, che riducono tale grandezza a un livello inferiore a quello fissato.