



APAT

---

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

**Misure di concentrazione dell'attività di Radon  
con rivelatori passivi di tracce nucleari CR-39.**

*A cura di: Dott.ssa Angela Terlizzi*

*Tutor: Dott. Giancarlo Torri*

*Servizio Laboratorio Radiazioni Ambientali*

I I Sessione di Stage 2005/2006

---

## ABSTRACT

The radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) is a natural radioactive gas produced by the uranium decay ( $^{238}\text{U}$ ). 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.

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.

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.

A technique is based on the measurement of nuclear tracks due to  $\alpha$  particles interacting in polymeric materials. A radon measurement instrumentation, called TASLIMAGE, is available in the laboratory of "Environmental Radiations" of the Italian "Agency of Environmental Protection and Technical Services"(APAT). Its unique feature is the multiple scanning and analysing system for TASTRAK detectors (CR39 plastics).

Since this technique foresees the development of the detectors through a thermal bathroom, which is a critical step inside the procedure, a control paper has been created for the Americio-241, which the detector is exposed to for a well known time. This control paper represents an immediate verification tool on the success of the development and turns out particularly profit when it is necessary to develop hundredses of detectors as soon as possible. This has happened in the campaign of monitoring of the Radon levels in the habitations of the Roma and Viterbo provinces.

Besides internal controls, the laboratory carries out annual controls taking part in some comparisons among laboratories, profits to minimize the bound uncertainty to the results of the measures.

The organization in cooperation with the ENEA of the comparison among laboratories, who about thirty of laboratories has taken part in, has been particularly being interested. The comparison among laboratories has been followed by the editing of the operating procedures up to the execution itself.

From the results of the comparison among laboratories of the INMRI, organized from the APAT, and those of the NRPB, some evaluations will leave on the possibility of changing the calibration factor of the reading tool.

## SINTESI

Il radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) è un gas naturale radioattivo prodotto dal decadimento dell'uranio ( $^{238}\text{U}$ ), 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 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.

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.

Una tecnica si basa sulla misura di tracce nucleari generate dalle particelle  $\alpha$  che interagiscono su materiali polimerici. Il laboratorio "Radiazioni Ambientali" dell'APAT dispone di un sistema per la misura del radon, chiamato TASLIMAGE, per l'analisi automatica e seriale dei rivelatori di tracce nucleari TASTRAK (plastiche di CR-39).

Poiché questa tecnica prevede lo sviluppo dei rivelatori attraverso un attacco chimico, passo critico all'interno della procedura sperimentale, si è messa a punto una carta di controllo per l'americio-241, a cui il rivelatore viene esposto per un tempo noto. Questa carta di controllo rappresenta un immediato strumento di verifica sulla riuscita dello sviluppo e risulta particolarmente utile quando si devono sviluppare centinaia di rivelatori nel più breve tempo possibile, come è successo nella campagna di monitoraggio dei livelli di Radon delle abitazioni nelle province di Roma e di Viterbo. Oltre a controlli interni, il laboratorio attua controlli annuali partecipando a degli interconfronti, utili a minimizzare l'incertezza legata ai risultati delle misure.

Particolarmente interessante è stata l'organizzazione di un interconfronto, in collaborazione con l'ENEA, a cui hanno partecipato una trentina di laboratori. L'interconfronto è stato seguito dalla redazione delle procedure operative sino all'esecuzione stessa.

Dai risultati dell'interconfronto dell'INMRI, organizzato dall'APAT, e di quelli dell'NRPB, partiranno delle valutazioni sulla possibilità di variare il fattore di calibrazione dello strumento di lettura.

## SOMMARIO

<b>Introduzione .....</b>	<b>1</b>
<b>RADIAZIONI E RADIOPROTEZIONE .....</b>	<b>3</b>
1.1 Fenomeno della radioattività .....	3
1.2 Radiazioni ionizzanti: tipi di radiazioni ed effetti sull'uomo .....	4
1.3 Unità di misura delle radiazioni e radioprotezione.....	8
<b>IL RADON: ORIGINE E MISURA.....</b>	<b>11</b>
2.1 Radioattività ambientale: sorgenti naturali e artificiali.....	11
2.2 Caratteristiche del radon.....	12
2.3 Il radon e le implicazioni biologico – sanitarie .....	14
2.4 Sorgenti di radon.....	17
2.5 La normativa vigente .....	20
2.6 Metodologie e tecniche di misura .....	23
<b>I RIVELATORI A TRACCE NUCLEARI .....</b>	<b>25</b>
3.1 CR-39 e procedura sperimentale .....	25
<b>I CONTROLLI DI QUALITA' .....</b>	<b>30</b>
4.1 Campagna di monitoraggio Roma - Viterbo .....	30
4.2 Controllo delle procedure sperimentali con tracce di <sup>241</sup> Am .....	31
4.3 Interconfronti internazionali .....	36
<b>Conclusione.....</b>	<b>40</b>
<b>Bibliografia .....</b>	<b>41</b>

## **Introduzione**

La consapevolezza dei rischi che porta l'inalazione di Radon ad alte concentrazioni ha suscitato, negli ultimi anni, un interesse scientifico sempre più crescente su tale problematica. Oltre ad un serio monitoraggio del territorio, servono studi accurati sui meccanismi attraverso cui il Radon viene veicolato nel sottosuolo fino alla sua esalazione in atmosfera.

La tecnica di misura maggiormente utilizzata in tutto il mondo, ai fini della valutazione del rischio, è basata sui rivelatori di tracce nucleari a stato solido - SSNTD's - in particolare per la loro proprietà di integrare la concentrazione di radon per lunghi periodi di esposizione (mesi) e per la possibilità di effettuare molte misure contemporaneamente.

Scopo del presente lavoro di stage è stato l'approfondimento della tecnica di rivelazione del Radon tramite l'utilizzo di rivelatori a tracce CR-39. L'utilizzo di tale metodologia permette la simultaneità di misure su diversi siti e/o campioni e rende le misure stesse indipendenti dalle variazioni meteorologiche.

Dopo una breve introduzione, nel primo capitolo, sul fenomeno della radioattività – origine, effetti sanitari e nozioni radioprotezionistiche – il secondo capitolo del presente lavoro è dedicato al problema generale del Radon. Vengono evidenziate le sue caratteristiche, gli effetti sanitari, i meccanismi che concorrono alla sua concentrazione, la normativa vigente e le tecniche di misura.

In seguito (Capitolo 3) sono state descritte la tecnica di misura con rivelatori a tracce nucleari del tipo CR-39 e le procedure sperimentali.

Poiché questa tecnica prevede lo sviluppo dei rivelatori attraverso un attacco chimico, passo critico all'interno della procedura sperimentale, si è messa a punto (Capitolo 4) una carta di controllo per l'americio-241, a cui il rivelatore viene esposto per un tempo noto. Questa carta di controllo rappresenta un immediato strumento di verifica sulla riuscita dello sviluppo e risulta particolarmente utile quando si devono sviluppare centinaia di rivelatori nel più breve tempo possibile, come è successo nella campagna di monitoraggio dei livelli di Radon delle abitazioni nelle province di Roma e di Viterbo, promossa ed eseguita dall'APAT.

Oltre a controlli interni, il laboratorio attua controlli annuali partecipando a degli interconfronti, utili a minimizzare l'incertezza legata ai risultati delle misure. Particolarmente interessante è stata l'organizzazione di un interconfronto, in collaborazione con l'ENEA, a cui hanno partecipato una trentina di laboratori. L'interconfronto è stato seguito dalla redazione delle procedure operative sino all'esecuzione stessa.

Dai risultati dell'interconfronto dell'INMRI, organizzato dall'APAT, e di quelli dell'NRPB, partiranno delle valutazioni sulla possibilità di variare il fattore di calibrazione dello strumento di lettura.



# Capitolo 1

## RADIAZIONI E RADIOPROTEZIONE

### 1.1 Fenomeno della radioattività

Si dice *radioattività* [1] l'insieme dei fenomeni fisici associati alla trasformazione di nuclei atomici instabili in altri nuclei, stabili o non stabili, con emissione di particelle o di fotoni di grande energia. Il fenomeno è regolato dalla legge del decadimento radioattivo, valida sia per radioattività naturale che artificiale e secondo la quale, per ogni radionuclide, deve trascorrere un tempo caratteristico (tempo di dimezzamento) affinché il numero di nuclei radioattivi presenti si dimezzi:

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad 1)$$

dove  $N$  è il numero di atomi del nuclide presenti nell'unità di volume al tempo  $t$ ,  $N_0$  è il numero di atomi presente inizialmente e  $\lambda$  è la costante di decadimento caratteristica del radioisotopo.

L'andamento è illustrato in Figura 1.

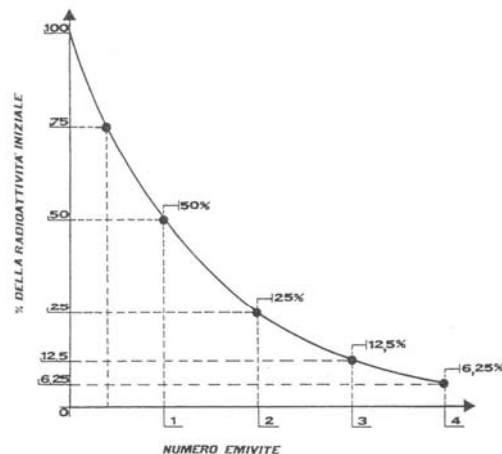


Fig. 1: Curva esponenziale del decadimento radioattivo.

Il valore di  $\lambda$  esprime quindi la probabilità che il processo radioattivo considerato si verifichi entro un dato tempo.

Più correntemente si usa però il periodo di semitrasformazione:

$$t_{1/2} = (1/\lambda) \ln 2 = 0.693 \tau \quad 2)$$

in cui  $\tau$ , inverso di  $\lambda$ , rappresenta la vita media, mentre  $t_{1/2}$  è il tempo necessario perché la metà degli atomi radioattivi si disintegrino.

La probabilità delle trasformazioni radioattive, cioè i valori di  $\lambda$  e di  $t_{1/2}$ , sono estremamente variabili da un nuclide radioattivo ad un altro; le vite medie dei nuclei instabili si estendono infatti da frazioni di microsecondi a megamiliardi di anni.

La legge esponenziale 1), avendo un carattere statistico, è tanto più rigorosa quanto più elevato è il numero degli atomi presenti del nuclide instabile.

Ciascun radionuclide, quindi, si caratterizza per il tipo e l'energia delle particelle emesse e per il tempo di dimezzamento.

Il numero di disintegrazioni che avvengono nell'unità di tempo in una data quantità di materiale radioattivo costituisce la sua attività.

L'attività si misura in Bequerel (Bq):

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ disintegrazione al secondo}$$

Quando è riferita alla contaminazione presente su una superficie, si suole esprimerla in Bq per unità di area ( $\text{Bq}/\text{cm}^2$ ); quando invece è riferita a un volume, si pensi ad esempio alla contaminazione dell'aria, si parla di Bq per unità di volume ( $\text{Bq}/\text{cm}^3$ ). Allo stesso modo, nel caso di contaminazione di matrici (per esempio alimenti, suolo, etc.) ci si riferisce all'attività per unità di massa ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ).

## 1.2 Radiazioni ionizzanti: tipi di radiazioni ed effetti sull'uomo

L'azione lesiva delle radiazioni sull'organismo è una diretta conseguenza dei processi fisici di eccitazione e ionizzazione degli atomi e delle molecole dei tessuti biologici[2].

L'atomo, infatti, è composto di un nucleo, costituito da protoni, aventi carica elettrica positiva, e neutroni, elettricamente neutri, e di particelle più leggere aventi carica elettrica negativa, gli elettroni, che ruotano attorno al nucleo in orbite ben definite. Protoni e neutroni hanno una massa all'incirca 1835 volte maggiore degli elettroni.

Il numero di protoni determina l'elemento cui l'atomo appartiene; inoltre ogni atomo ha lo stesso numero di protoni e di elettroni e risulta elettricamente neutro. Gli atomi di uno stesso elemento pur avendo lo stesso numero di protoni, possono avere diverso numero di neutroni, dando origine ai diversi *isotopi*.

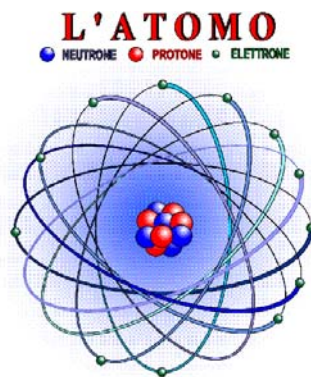


Fig. 2: Rappresentazione grafica dell'atomo.

Avviene una ionizzazione quando uno o più degli elettroni orbitali sono rimossi dall'atomo il quale diventa così elettricamente carico[3].

La ionizzazione può causare nel corpo umano fenomeni chimici (rottura di catene molecolari con formazione di radicali liberi) che portano a lesioni osservabili sia a livello cellulare sia a livello dell'organismo con conseguenti alterazioni funzionali e morfologiche. Queste alterazioni strutturali possono provocare, per scomparsa di certe funzioni essenziali, la morte immediata o ritardata della cellula.

Le radiazioni ionizzanti possono essere principalmente di tre tipi, di cui le prime due, radiazioni  $\alpha$  e  $\beta$ , insieme con i neutroni emessi nella disintegrazione degli atomi radioattivi, sono dette anche *radiazioni corpuscolari*, mentre l'ultimo tipo, radiazione  $\gamma$ , è di natura *elettromagnetica*.

Le particelle  $\alpha$  e la radiazione  $\gamma$  emesse nei decadimenti radioattivi hanno un'energia ben definita. Le particelle  $\beta$  hanno invece uno spettro energetico continuo, che si estende fino ad un'energia massima tipica di ciascun radioisotopo. L'energia media di questi elettroni è dell'ordine di un terzo dell'energia massima.

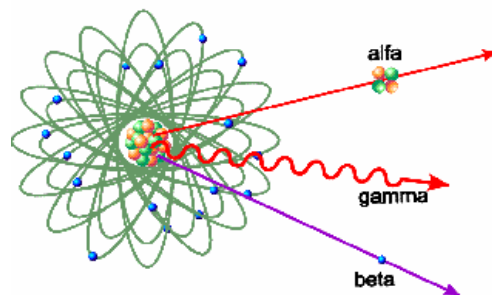


Fig. 3: Rappresentazione grafica delle radiazioni  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$  emesse dall'atomo.

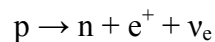
I meccanismi d'interazione sono diversi a seconda del tipo di radiazione, della sua energia e delle caratteristiche del materiale attraversato.

- **emissione  $\alpha$ .** I nuclei radioattivi e, in particolare, i nuclei radioattivi pesanti, possono attenuare il loro eccesso di protoni liberando simultaneamente due protoni e due neutroni associati sotto forma dello ione molto stabile  ${}^4_2\text{He}^{2+}$ , generalmente indicato con il nome di particella  $\alpha$ , avente carica positiva. Il nuovo nucleo assume così una carica inferiore di due unità e una massa inferiore di quattro unità rispetto al nucleo scomparso.

Le particelle  $\alpha$  si caratterizzano per la produzione di una elevata densità di ionizzazione lungo le loro tracce. Il percorso e la penetrazione di una particella  $\alpha$  sono quindi molto ridotti. Esse possono essere arrestate in meno di 10 cm di aria oppure con un semplice foglio di carta. Solo se hanno una energia maggiore di 7 MeV sono in grado di superare lo spessore di 70 micrometri di tessuto e possono quindi raggiungere lo stato germinativo della cute. Quindi sebbene l'irradiazione esterna dovuta ad elementi emittenti particelle  $\alpha$  non costituisca un serio pericolo, tuttavia tali elementi sono capaci di creare gravi danni se ingeriti o introdotti nel corpo.

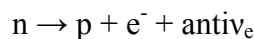
Materiali isolanti come le plastiche, quando sono colpite da radiazioni densamente ionizzanti come le particelle  $\alpha$ , diventano nel tempo fragili e polverulenti. Questo problema è da tener presente, ad esempio, nelle sorgenti alfa emettenti da laboratorio, che devono essere periodicamente sostituite, a causa del danneggiamento subito dal sottile strato di plastica con il quale vengono sigillate.

- **emissioni  $\beta^-$  e  $\beta^+$** . Il rapporto dei due costituenti, protoni e neutroni, ( $p/n$ ), corrisponde ad uno stato di equilibrio determinato dalle forze nucleari e colombiane. Se il numero di protoni è in eccesso rispetto a quello che dà luogo ad uno stato di equilibrio, un protone nucleare tende a trasformarsi in un neutrone con espulsione di un elettrone positivo:



dando così luogo ad una emissione  $\beta^+$ .

Se invece sono in eccesso i neutroni, un neutrone viene trasformato in protone e si ha una emissione  $\beta^-$ :



Nel primo caso la carica  $Z$  del nucleo diminuisce di una unità e si forma un isobaro stabile o radioattivo; nel secondo caso l'isobaro formato possiede la carica  $(Z + 1)$ .

Fra i nuclidi naturali instabili solamente il  $^{40}_{19}\text{K}$  si disintegra per emissione  $\beta^+$ , sia pur molto lentamente.

La velocità di una particella  $\beta$  le permette di percorrere un cammino di alcune centinaia di volte maggiore di quello percorso da una particella  $\alpha$  di uguale energia. Le particelle  $\beta$  costituiscono di conseguenza pericolo anche per irradiazione esterna.

Quando si vogliono schermare le sorgenti di elettroni, conviene introdurre un primo strato di materiale leggero, al fine di ridurre l'intensità dei raggi X di frenamento che queste particelle producono, cui far seguire un successivo strato di materiale pesante per ridurre i raggi X prodotti. Per i positroni bisogna tener presente la produzione di fotoni da 0.511 MeV nei processi di annichilazione.

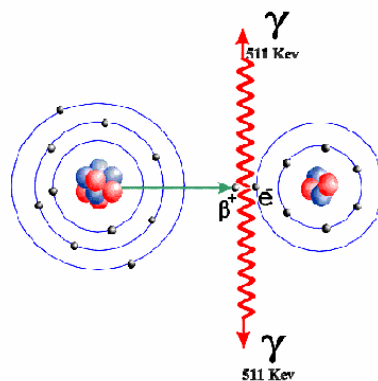


Fig. 4: Rappresentazione grafica del processo di annichilazione della radiazione  $\beta^+$ .

- **emissione  $\gamma$ .** Un nucleo prodotto nel corso di una trasformazione radioattiva o per effetto di un agente esterno (particelle accelerate, fotoni a bassissima lunghezza d'onda) può trovarsi in uno stato eccitato, vale a dire che l'uno o l'altro dei suoi costituenti si mette su un livello energetico superiore a quello dello stato fondamentale: la diseccitazione si produce il più delle volte per emissione di un fotone di grande energia o raggio  $\gamma$ . Questi raggi accompagnano molto spesso le emissioni  $\alpha$  e  $\beta$  e sempre la cattura e- sotto forma di raggi X dell'atomo prodotto.

Le emissioni X e  $\gamma$  costituiscono il pericolo più grande in quanto la capacità di penetrazione è abbastanza grande da danneggiare le parti più profonde del corpo. Per questa ragione tali radiazioni sono chiamate *radiazioni penetranti*.

Per attenuare efficacemente le radiazioni X e gamma si devono usare materiali pesanti con elevato numero atomico Z, cioè ad alta densità elettronica, quali piombo, tungsteno, uranio, etc.

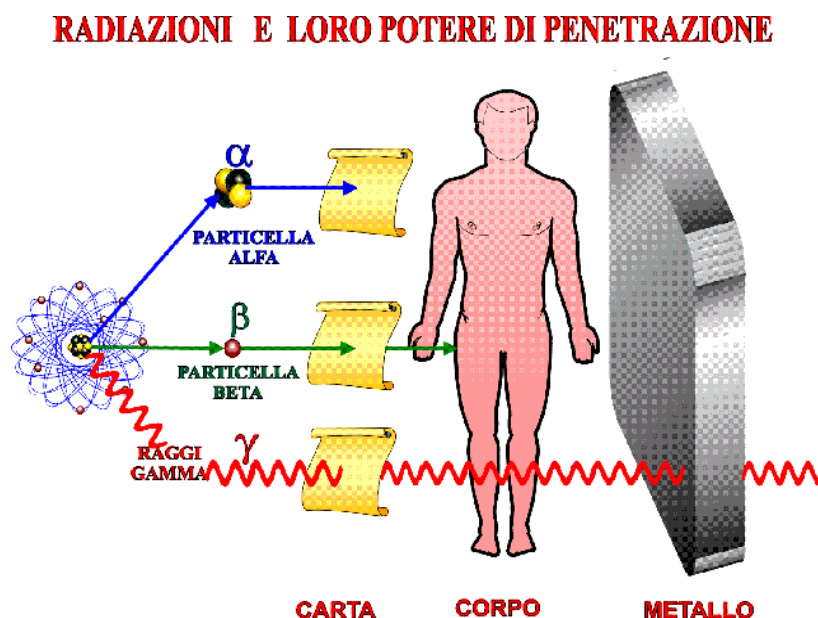


Fig. 5: Rappresentazione grafica del potere di penetrazione delle diverse radiazioni.

Gli effetti sanitari indotti sull'uomo vengono distinti in *effetti somatici* ed *effetti genetici*.

Gran parte degli effetti somatici sono di tipo NON STOCASTICO (o DETERMINISTICO). La loro gravità è in relazione alla dose assorbita nell'organo o tessuto d'interesse e, per ciascun effetto, esiste un valore di soglia. Questi valori di soglia sono sempre piuttosto elevati e conosciuti in genere con accettabile accuratezza.

Tutti gli effetti genetici e i più importanti effetti somatici (cancerogenesi) hanno invece carattere STOCASTICO. Essi sono caratterizzati da una probabilità di accadimento e dall'assenza di un valore di soglia (Tabella 1.1).

SOMATICI (individuo esposto)		GENETICI (progenie)
<i>Deterministici</i>	<i>Stocastici</i>	<i>Stocastici</i>
Radiodermite	Tumori solidi	Mutazioni geniche
Infertilità	Leucemie	Aberrazioni cromosomiche
Cataratta		
Sindrome acuta da irradiazione		
Altri		

Tabella 1.1 Schematizzazione dei danni da radiazione ionizzanti

### 1.3 Unità di misura delle radiazioni e radioprotezione

Allo scopo di assicurare la protezione degli individui esposti, della loro progenie e del genere umano nel suo insieme si è andata sviluppando, parallelamente all'uso delle tecnologie nucleari, una nuova disciplina: la RADIOPROTEZIONE.

Gli effetti delle radiazioni ionizzanti si manifestano soltanto quando si verifica una cessione di energia al mezzo attraversato. Il danno è in relazione all'energia assorbita per unità di massa. Di questa circostanza si tien conto per mezzo della grandezza **dose assorbita**, **D**, definita come l'energia assorbita per unità di massa e misurata in Grey (Gy).

Il grado di rischio non è solo proporzionale alla dose assorbita, ma è anche strettamente legato al tipo di radiazione incidente e alla radiosensibilità dei vari organi e tessuti irradiati.

Per tener conto della diversa pericolosità delle radiazioni incidenti si introduce la **dose equivalente**, **H<sub>T</sub>**, misurata in Sievert (Sv) e definita come la dose assorbita in un organo o tessuto T, ponderata da un fattore detto **fattore di qualità Q**, che prende in considerazione il tipo e la qualità della radiazione (Tabella 1.1).

Tipo di radiazione	Fattore di qualità Q
X, e <sup>+</sup> , e <sup>-</sup> , γ	1
Protoni (10 MeV ÷ 1 GeV)	1 ÷ 2
Neutroni termici	3
Neutroni veloci	10
Particelle α	20

Tabella 1.2 Fattore di qualità associato al tipo di radiazione incidente.

Sulla base degli esiti degli studi di radiobiologia si è osservato, ad esempio, che, a parità di dose assorbita, le particelle α con energie di alcuni MeV producono un danno biologico venti volte maggiore dei fotoni. Anche i neutroni sono più pericolosi dei fotoni con un fattore di qualità Q, che oscilla tra cinque e venti a seconda della loro energia.

La relazione tra la probabilità di effetti stocastici e la dose equivalente non è costante, ma dipende anche dal tipo di tessuto irradiato; per indicare la combinazione di più dosi su più tessuti, si introduce una grandezza derivata dalla dose equivalente, la *dose efficace*, **E**, definita come la somma delle dosi equivalenti nei diversi organi ponderate sulla base di fattori di peso ben definiti e misurata sempre in Sievert [4].

La somma dei fattori di peso degli organi o tessuti è pari all'unità (Tabella 1.2).

Infine si definisce *esposizione* il prodotto tra la concentrazione di una sostanza radioattiva e il tempo trascorso a contatto con la sostanza. L'unità di misura più utilizzata è il Bq/m<sup>3</sup>. In termini di rischio sanitario si può dire che l'esposizione è la grandezza di riferimento per la valutazione del rischio.

ORGANO	w <sub>T</sub>
Gonadi	0,20
Midollo osseo (rosso)	0,12
Colon	0,12
Polmone (vie respiratorie toraciche)	0,12
Stomaco	0,12
Vescica	0,15
Mammella	0,15
Fegato	0,10
Esofago	0,10
Tiroide	0,03
Pelle	0,03
Superficie ossea	0,03
Rimanti organi o tessuti	0,3

Tabella 1.3 Fattori di peso associati ai vari organi.

Un ruolo fondamentale nella formulazione dei principi generali su cui s'ispira la radioprotezione viene svolto dall'ICRP (International Commission on Radiological Protection), organismo internazionale fondato nel 1928.

Le legislazioni di tutti i paesi del mondo si adeguano alle sue raccomandazioni. Anche le direttive della Comunità Europea sono formulate sulla base delle periodiche raccomandazioni dell'ICRP.

Poiché nessuna esposizione [5] può essere considerata completamente sicura, l'ICRP raccomanda un sistema di protezione radiologica basato su tre principi fondamentali: giustificazione della pratica; ottimizzazione della protezione; limitazione delle dosi individuali.

Detti principi [6] sono stati pienamente recepiti attraverso l'art. 2 del D.Lgs. 230/95, che ne stabilisce il rispetto nei termini seguenti:

- le attività che comportano esposizione alle radiazioni ionizzanti devono essere preventivamente giustificati e periodicamente riconsiderati alla luce dei benefici che da essi derivano;

- le esposizioni alle radiazioni ionizzanti devono essere mantenute al livello più basso ragionevolmente ottenuto, tenuto conto dei fattori economici e sociali (tale principio, particolarmente importante e attraverso cui vengono stabiliti gli obiettivi di radioprotezione da osservare nelle varie attività e con questi gli effettivi valori delle dosi che riceveranno i lavoratori, è detto anche principio ALARA, dall'inglese As Low As Reasonably Achievable);
- la somma delle dosi ricevute non deve superare i limiti prescritti in accordo con le disposizioni del presente decreto e dei relativi provvedimenti applicativi.



## Capitolo 2

### IL RADON: ORIGINE E MISURA

#### 2.1 Radioattività ambientale: sorgenti naturali e artificiali

La radioattività è una componente naturale dell'ambiente a cui tutti gli esseri viventi sono esposti; la contaminazione radioattiva, invece, è l'immissione nell'ambiente di sostanze radioattive artificiali utilizzate dall'uomo, connessa in particolare con lo sviluppo delle nuove tecnologie degli ultimi 60 – 70 anni.

La radioattività si definisce NATURALE quando la si osserva per una sostanza che si trova in natura, in pratica nella crosta o nell'atmosfera terrestre, o che da essa è stata estratta; la si definisce ARTIFICIALE quando essa è stata indotta per azione di particelle o di fotoni generalmente di grande energia, ma anche di neutroni lenti, su un bersaglio appropriato costituito dai nuclei atomici di un nuclide qualsiasi.

Si conoscono una sessantina di nuclidi radioattivi naturali e più di 1500 nuclidi radioattivi artificiali. I nuclidi radioattivi naturali pesanti, che presentano tutti numero atomico non inferiore a 80 e numero di massa non inferiore a 206, derivano per successive emissioni  $\alpha$  o  $\beta$  dai tre nuclidi capostipiti  $^{238}_{92}\text{U}$ ,  $^{235}_{92}\text{U}$  e  $^{232}_{90}\text{Th}$ ; quelli che derivano dallo stesso capostipite costituiscono una serie o famiglia radioattiva.

Tra le diverse fonti di radiazioni ionizzanti, quella che contribuisce maggiormente è la radioattività naturale (*fondo naturale di radiazioni*) di origine extraterrestre e terrestre. La prima è costituita dai raggi cosmici provenienti sia dal profondo spazio interstellare che dal Sole; la componente di origine terrestre è presente nelle rocce, nei minerali e nelle acque fin dalla formazione della crosta terrestre ed è fortemente variabile da luogo a luogo in dipendenza della conformazione geologica delle diverse aree; ne consegue che anche alcuni materiali da costruzione possono essere *sorgenti di radioattività* (granito, pietra pomice, tufo).

È questa la componente che contribuisce maggiormente alla radioattività ambientale, in particolare con il *radon*, uno dei principali inquinanti indoor per il quale sono già state condotte delle indagini su scala nazionale finalizzate all'individuazione delle *Radon prone areas*, ovvero zone ad elevata probabilità di alta concentrazione di radon.

La contaminazione radioattiva, ovvero l'immissione nell'ambiente di sostanze radioattive artificiali, può avere diverse origini connesse con i diversi utilizzi da parte dell'uomo dei materiali radioattivi

quali quelli in medicina per la diagnostica e per la terapia, quelli in campo industriale o nella ricerca, quelli in agrobiologia, in archeologia, in geologia, nelle prospezione mineraria o in campo militare. L'uso di sorgenti radioattive nelle tecnologie industriali e mediche genera due tipologie di problematiche: una connessa con il trasporto, la dismissione e lo smaltimento delle sorgenti sigillate e l'altra connessa con le sorgenti non sigillate quali i rifiuti radioattivi a bassa attività, allo stato solido o liquido.

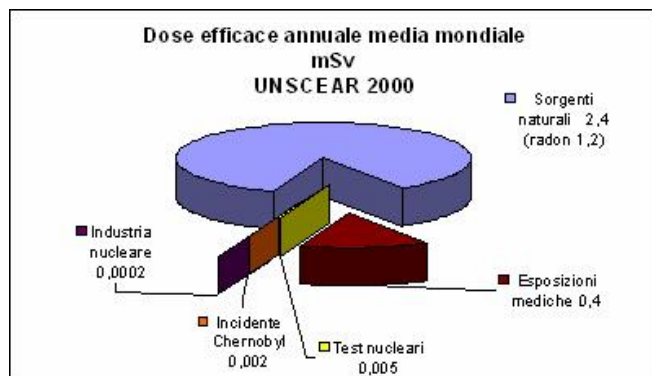


Fig. 6: Dose efficace annuale media mondiale (UNSCEAR).

## 2.2 Caratteristiche del radon

Il radon è un gas nobile [7], di numero atomico pari a 86, incolore, insapore, inodore e chimicamente quasi inerte.

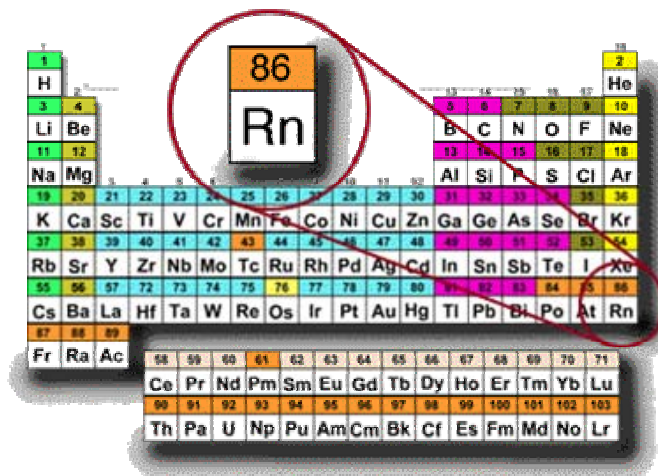


Fig. 7: Rappresentazione grafica della tabella periodica, con il Radon messo in evidenza.

Dal punto di vista fisico risulta essere il gas nobile più pesante (presenta infatti una densità pari a 7,5 volte quella dell'aria atmosferica), possiede il punto di ebollizione, il punto di fusione, la temperatura critica e la pressione critica più elevati. Alcune proprietà [8,9] fisiche del radon sono descritte nella tabella seguente.

Numero Atomico		86
Punto di ebollizione		- 61,8° C
Densità in condizioni normali		9,96 Kg/m <sup>3</sup>
Coefficiente di diffusione in aria		0,1 cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
Coefficiente di diffusione in acqua		10 <sup>-5</sup> cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
Coefficiente di solubilità in acqua a pressione atmosferica alla temperatura di :	0° C	0,57 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
	20° C	0,250 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
	37° C	0,167 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
	100° C	0,106 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>

Tabella 2.1. Descrizione di alcune proprietà fisiche del radon. Il coefficiente di solubilità esprime il rapporto delle concentrazioni di radon tra la fase gassosa e quella liquida.

Come si evince dalla Tabella 2.1, il radon è moderatamente solubile in acqua, pertanto può essere presente nelle acque che scorrono tra le rocce e le sabbie. La sua solubilità dipende dalla temperatura dell'acqua ed aumenta col diminuire del valore della temperatura stessa. Ciò significa che, a temperatura ambiente, il radon preferisce distribuirsi in aria piuttosto che in acqua.

Il radon, inoltre, è molto solubile nei solventi organici e viene prontamente assorbito su matrici attive quali carbone attivo e gel di silice.

Il radon [10] è presente in natura in tre isotopi: <sup>222</sup>Rn (radon), <sup>220</sup>Rn (toron) e <sup>219</sup>Rn (actinon) prodotti nelle serie radioattive rispettivamente dell' <sup>238</sup>U, del <sup>232</sup>Th e dell' <sup>235</sup>U. Questi elementi si possono trovare nella terra e nella roccia sottostante, in percentuale diversa a seconda della geologia del terreno.

Serie	Capostipiti a lunga vita		Abbondanza della crosta			Gas nobili	
	Isotopo	Emivita(anni)	(mgkg-1)	(Bqkg-1)	(pCig-1)	Isotopo	Emivita
<b>Uranio</b>	238U	4.4109	2.7	33	0.89	222Rn	3.82 die
<b>Torio</b>	232Th	14.1109	8.5	34	0.92	220Rn	55.6 s
<b>Attinio</b>	235U	0.7109	0.02	1.5	0.04	219Rn	3.96 s

Tabella 2.2: Proprietà di alcuni membri delle serie radioattive naturali.

L'abbondanza del <sup>232</sup>Th nella crosta terrestre è leggermente superiore a quella del <sup>238</sup>U, ma a causa del suo tempo di dimezzamento più lungo, il rateo di produzione del <sup>220</sup>Rn nella Terra è circa lo stesso di quello del <sup>222</sup>Rn. L'abbondanza relativa in peso degli isotopi dell'Uranio e': 99,28% per

$^{238}\text{U}$  e 0,71% per  $^{235}\text{U}$ . Dei tre isotopi del radon, solo il  $^{222}\text{Rn}$  ha un tempo di dimezzamento sufficientemente lungo (3,82 g) da consentire il rilascio dal suolo e dalle rocce, dove si è generato. Il breve tempo di dimezzamento del  $^{220}\text{Rn}$  (55,6 s) limita la distanza che può percorrere prima del decadimento, quindi la quantità di  $^{220}\text{Rn}$  che raggiunge l'atmosfera è minore. Il  $^{219}\text{Rn}$  può essere ignorato a causa del suo breve tempo di dimezzamento (4 s) e della scarsità del  $^{235}\text{U}$ . Dal punto di vista radioprotezionistico quindi interessa quasi esclusivamente il  $^{222}\text{Rn}$ .

In figura 6 è riportata la catena di decadimento dell'uranio-238 progenitore del radon-222.

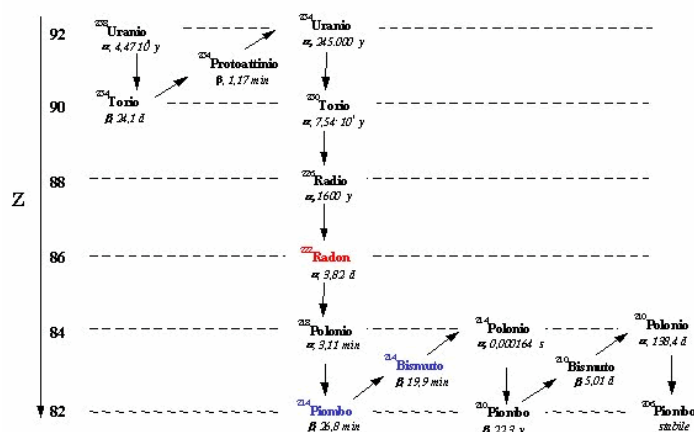


Fig. 8: Catena di decadimento dell'uranio-238

## 2.3 Il radon e le implicazioni biologico – sanitarie

L'esistenza di un'alta mortalità tra i minatori delle miniere dell'Europa centrale era stata riscontrata già nel I secolo a.C.; Tito Lucrezio Caro nella sua opera "De Rerum Natura" aveva citato i danni polmonari subiti da minatori a causa di "gas provenienti dal sottosuolo". Anche G.Agricola, nel 1500, in "De Re Metallica" descrisse i danni a livello dell'apparato respiratorio dei minatori. Contemporaneamente Paracelso riscontrò l'alta mortalità dovuta a malattie polmonari tra i lavoratori delle regioni uranifere della Sassonia, e le cui cause furono individuate nelle polveri ricche di metalli inalate nelle miniere[11].

Solo alla fine del 1800 due medici tedeschi (Hearthing e Hesse) classificarono il danno come cancro polmonare.

Dopo la scoperta del radio (1898 per opera dei coniugi Marie e Pierre Curie), nel 1900 Dorn scoprì il radon, definendolo "emanazione di radio". Successivamente nel 1908 Ramsay e Gray chiamarono l'emanazione di radio "niton" e ne determinarono la densità, che risultò essere più alta tra i gas allora conosciuti; tale elemento fu definitivamente chiamato "radon" nel 1923.

Negli anni '60 negli Stati Uniti furono condotte campagne di indagine tese a stabilire quali fossero i rischi radioattivi legati alla presenza di radon nelle miniere e in ambienti chiusi, domestici o di lavoro.

Le prime misure nelle abitazioni furono condotte in Svezia per valutare le esposizioni per i minatori e per la popolazione[12].

Grazie a questi studi negli anni '70 fu evidenziata la correlazione tra l'elevata esposizione al radon da parte dei minatori e l'insorgenza di tumori polmonari, accertando così il rischio cancerogeno del radon.

Nel 1977 L'UNSCEAR (Comitato Scientifico delle Nazioni Unite sugli Effetti della Radiazione Atomica) classificò il radon come principale sorgente di esposizione alle radiazioni per le popolazioni mondiali.

Nel 1988 il radon è stato classificato dal WHO-IARC (Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro dell'Organizzazione Mondiale della Sanità) un agente cancerogeno di Gruppo 1 (nel quale rientrano agenti per cui vi è evidenza scientifica di cancerogenicità sugli animali).

In realtà il Radon è chimicamente inerte ed emettendo particelle alfa non costituisce un pericolo rilevante, se l'irraggiamento così provocato proviene dall'esterno del corpo.

Tuttavia, si è potuto vedere che il Rn decade in una serie di radionuclidi  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Bi}$ ,  $^{210}\text{Po}$  e  $^{206}\text{Pb}$ , la cui reattività chimica li porta a legarsi con il pulviscolo atmosferico.

L'aria [17]viene inalata attraverso il naso o la bocca e inviata verso il basso per mezzo della faringe e della trachea, che si dividono in un infinito numero di ramificazioni; giunge poi a minuscole sacche d'aria dette alveoli.

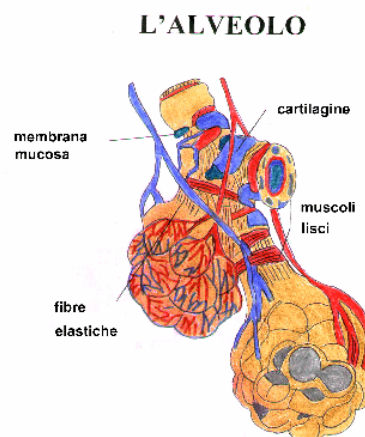


Fig. 9: Rappresentazione grafica di un alveolo polmonare.

Le prime ramificazioni dei bronchi sono rivestite da ciglia, minuscoli peli che filtrano l'aria che viene inalata ed entro alcune ore dall'inalazione, provvedono all'esalazione anche delle impurità veicolate con essa.

Il radon emette la propria radiazione prima che le impurità alle quali è collegato siano eliminate; infatti, molti dei tumori ai polmoni dei minatori sono localizzati nelle vie bronchiali superiori perché qui vengono intrappolate le particelle di polvere che veicolano i figli radioattivi del radon, i

quali, avendo generalmente tempi di dimezzamento inferiori a trenta minuti, decadono prima di venire rimossi mediante meccanismi di eliminazione da parte dei polmoni.

La membrana che riveste i polmoni è detta epitelio ed è costituita da due strati: lo strato basale e quello esterno connettivo.

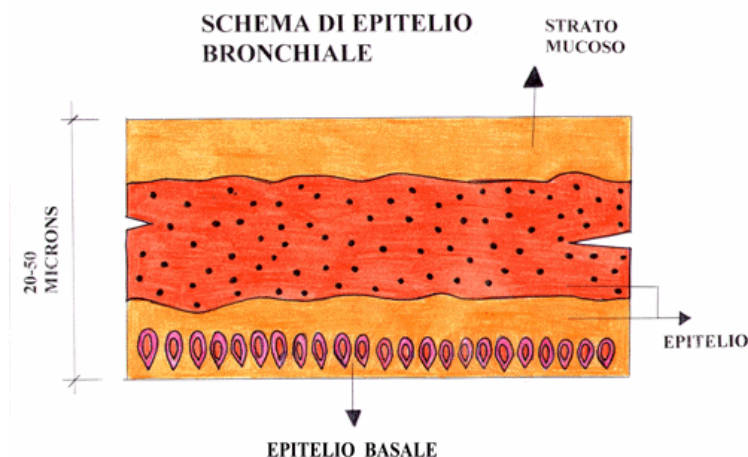


Fig. 10: Schema dell'epitelio bronchiale.

La divisione delle cellule ( mitosi ) è accentuata nello strato basale. Lo strato mucoso e quello epiteliale esterno, normalmente spessi circa 60 micron, proteggono le cellule basali. Queste vengono però raggiunte dalle particelle alfa, se lo spessore dell'abbinamento muco con epitelio esterno arriva ai 20-30 micron. Le particelle alfa hanno inoltre la possibilità di penetrare l'epitelio quando nelle vie bronchiali periferiche, in prossimità degli alveoli polmonari, lo spessore dell'epitelio diminuisce fino a 15 micron.

Si suppone che le radiazioni alfa, a causa della loro grande massa, entrando in una zona ricca di cellule in mitosi (epitelio basale) e incontrando il DNA, siano in grado di rompere in più punti la doppia elica, provocando un serio danneggiamento al materiale nucleare. Questo può dar luogo a mutazioni permanenti delle cellule colpite aumentando così la probabilità di contrarre tumori polmonari, analogamente a quelli derivati dal fumo, da sostanze cancerogene, da composti organici e dall'amianto blu.

Le cellule, naturalmente, con sistemi enzimatici, sono in grado di riparare la catena spezzata, quando le rotture sono minime, ma non riescono a farlo quando i danni causati dalle particelle alfa sono di notevole entità[9].

Poiché il radon fuoriesce principalmente dal terreno (ma anche dai materiali di costruzione, specialmente se di origine vulcanica come il tufo o i graniti e in misura minore dall'acqua), si disperde nell'ambiente e si accumula nei locali chiusi ove diventa pericoloso.

## 2.4 Sorgenti di radon

### Il radon nella superficie terrestre (suolo, rocce e acqua)

I precursori del radon, cioè il radio ed in ultimo l'uranio, sono presenti in tutti i tipi di rocce e suoli. Le loro quantità variano con il sito specifico e con il materiale geologico. L'uranio ha tendenza a concentrarsi; si accumula in magmi che formano graniti ed in scisti formati dai fanghi marini ricchi di materia organica. A causa dell'affinità chimica dell'uranio con i fosfati, le rocce fosfatiche contengono spesso elevati livelli di uranio. Ogni qualvolta la roccia viene riscaldata in presenza di un fluido, l'uranio ha la tendenza a muoversi con il fluido finché le condizioni non cambiano, nel qual caso esso si ferma e si concentra. Il risultato finale è un'ampia variabilità nella concentrazione di uranio, anche nella formazione della stessa roccia o dello stesso tipo di roccia. La concentrazione sia dell'uranio che del radio nella crosta terrestre nella sua globalità è generalmente diversa da quella del suolo. Questo perché le concentrazioni del suolo sono influenzate da filtrazione, porosità, precipitazione da parte dell'acqua, ecc. L'efficacia del radio nel rifornire radon ai pori del suolo per il trasporto all'atmosfera dipende sia dalla concentrazione totale degli atomi di radio che dalla frazione di questi atomi nel suolo (o nelle rocce) che sono localizzati sulle superfici della particella di suolo, così che gli atomi di radon appena formati possono fuggire nei pori e nei capillari.

Perché si verifichi un efficiente rilascio di radon negli spazi d'aria del suolo, l'atomo di radon si deve formare nei primi 20 - 70 mm della superficie del minerale per i minerali più comuni. Questa distanza è il range di rinculo di un atomo di radon all'istante della sua formazione dal decadimento del radio. I processi mediante i quali gli atomi di radon sfuggono da un dato materiale sono noti come *emanazione del radon*. Il potere di emanazione o il coefficiente di emanazione è definito come il rapporto tra il numero di atomi di radon che sfuggono dal solido ed il numero di atomi di radon formati dal decadimento del radio nel solido. Il potere di emanazione varia da circa 0.02 a 0.7, e dipende essenzialmente dalla struttura del minerale e dal contenuto d'acqua.

Una correlazione tra la quantità di radon nel gas (o acqua) del suolo ed i livelli di  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$  esiste solo nei due casi estremi: la concentrazione di radon nel gas del suolo è con buona probabilità molto bassa o molto alta se il contenuto di radio dei materiali sorgente (roccia o sedimento) è, rispettivamente, molto basso o molto alto. Al di fuori di questi due estremi dominano altri fattori nel controllare le concentrazioni di radon, tra cui sono particolarmente importanti quei fattori responsabili dei processi di trasporto del radon. Questi fattori includono la porosità e la permeabilità del suolo, la densità, l'umidità, la pressione barometrica, la temperatura, lo spessore del suolo sul basamento roccioso e, in alcuni casi, lo stesso basamento.

Grazie alla sua solubilità, il radon può essere trasportato per considerevoli distanze da gas o liquidi trasportatori, come diossido di carbonio, acqua, ecc. I processi di fratturazione di una roccia

possono alterarne il potenziale di radon in molti modi. Tali processi possono creare ampi cammini di migrazione per il radon, aumentando così il flusso di radon. Inoltre, le fratture e le faglie sono talvolta associate a concentrazioni elevate di uranio poiché i fluidi che portano uranio lo depositano all'interno di zone di frattura o di faglia. Le zone di fratture o di faglie possono essere individuate con successo monitorando la concentrazione di uranio nel suolo e possono essere associate a case aventi i più severi problemi di radon indoor. Le rocce granitiche ricche di uranio, specialmente quando sono permeabili e fratturate, creano la più alta concentrazione del radon sia nel suolo che nell'acqua. Quest'ultima penetra nei vuoti presenti nelle rocce e nel suolo e dissolve il radon che emana in questi spazi. Poiché l'attività sismica della crosta terrestre dovrebbe, in principio, influire sul radon nel suolo e nell'acqua del sottosuolo, il monitoraggio del radon nel suolo e nell'acqua è stato usato per studiare i complessi fenomeni precursori dei terremoti. Quando si misura il radon nel suolo, gli effetti del cambiamento dei parametri ambientali sulla concentrazione del radon dovrebbero essere maggiori vicino alla superficie. Un compromesso tra la riduzione degli effetti ambientali e la praticabilità del campionamento viene raggiunto campionando il radon del suolo a una profondità di 0.5 - 0.7 m.

### **Il radon nell'atmosfera**

Il radon entra nell'atmosfera principalmente attraversando l'interfaccia suolo - aria. La velocità di trasferimento del radon attraverso l'interfaccia tra una fase solida e l'atmosfera è nota come *flusso di radon* o *velocità di esalazione* e viene misurata in  $\text{Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Il flusso del radon dà una misura dell'intensità della sorgente e varia fortemente da suolo a suolo.

Sorgenti secondarie di radon includono gli oceani ed i fluidi che lasciano la terra ed in seguito vengono in contatto con l'atmosfera (così come l'acqua del sottosuolo, i gas naturali, i fluidi geotermici, i gas vulcanici, ecc.). Complessivamente, come media globale, almeno l'80% del radon emesso nell'atmosfera viene dagli strati superiori della terra. La Tabella 2.3 elenca le maggiori fonti di radon atmosferico globale. La concentrazione del radon nell'atmosfera è governata dall'intensità della sorgente e da fattori di diluizione, entrambi fortemente influenzati dalle condizioni meteorologiche, in particolare temperatura, umidità, pressione atmosferica e condizioni del vento alla superficie. Come conseguenza, la concentrazione di radon esibisce variazioni sia giornaliere che stagionali che sono spesso cicliche.

Le concentrazioni di radon atmosferico (per esempio ad un metro di altezza) sono minori di quelle nel suolo di un fattore di circa 1000. Questo deciso calo è dovuto al veloce mescolamento nell'aria ed al tempo di dimezzamento relativamente breve del  $^{222}\text{Rn}$ .

L'oceano rappresenta una sorgente trascurabile di radon paragonata al suolo ed alle rocce delle aree continentali, le masse d'aria marine contengono solo l'1% o meno di radon per unità di volume



rispetto all'aria sulle grandi aree di terra emersa. La raccolta di campioni di aria sul mare può essere utile nell'identificazione di masse d'aria ricche di radon che si sono originate da aree continentali.

Sorgente	Input in atmosfera (Milioni di Ci* per anno)
Emanazione dal suolo	2000
Acqua del terreno	500
Emanazione dagli oceani	30
Residui fosfatici	3
Residui di lavorazione di uranio	2
Residui di carbone	0.02
Gas naturale	0.01
Combustione di carbone	0.001

Tabella 2.3: Sorgenti di radon atmosferico globale.

### Radon indoor

La maggior parte delle sorgenti del radon atmosferico outdoor, così come il suolo, l'acqua ed i gas naturali, sono anche fonti del radon indoor. La quantità di aria disponibile per la diluizione in un ambiente confinato è minore di quella disponibile all'esterno. Come conseguenza, i livelli di radon indoor sono tipicamente molto più alti di quelli outdoor. Essendo il suolo e l'acqua del sottosuolo le maggiori sorgenti di radon, grandi concentrazioni di radon possono esistere in miniere, cave, luoghi di lavoro sotterranei e stazioni termali. Nel caso dei fabbricati, è stata posta enfasi per primo sui materiali da costruzione come fonti di radon. E' stato solo alla fine dagli anni '80 che il suolo è stato identificato come sorgente importante, specialmente per le case monofamiliari ed i luoghi di lavoro a livello di superficie[10].

Si crede che il meccanismo base che porta il gas del suolo nella casa sia la differenza di pressione tra l'ambiente interno e quello esterno. Questo flusso viene aumentato in inverno da un "*effetto camino*", che è creato dalla continua risalita di aria calda con conseguente depressurizzazione dell'ambiente e richiamo di aria dall'esterno e dal suolo. Oltre all'effetto camino, contributi alla depressurizzazione della casa derivano da un altro effetto noto come "*effetto vento*", dovuto alla differenza di velocità dell'aria tra esterno e interno dell'edificio, dall'uso di dispositivi che consumano l'aria interna, ecc. La principale caratteristica dei livelli di radon indoor, comunque, è la loro variabilità. Oltre ai fattori del suolo, è stato dimostrato che le caratteristiche delle costruzioni, come non ermeticità, permeabilità dei pavimenti della cantina, porte tra i solai, materiali da costruzione, microclima (temperatura, vento), fornitura d'acqua, numero di occupanti e abitudini di vita influenzano le concentrazioni di radon indoor.

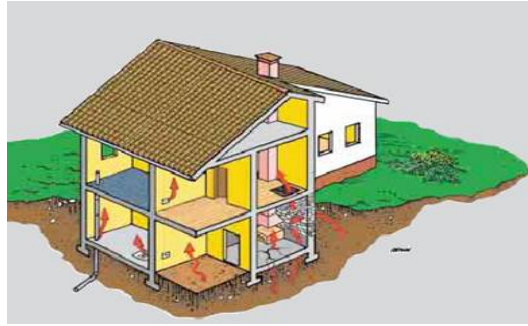


Fig. 11: Vie di accesso preferenziali del radon nelle abitazioni.

E' importante la stima dell'esposizione al radon "indoor", dal momento che trascorriamo l'80-90% del nostro tempo in spazi chiusi. Il rischio di morte da un'esposizione per tutta la vita alla concentrazione media di radon indoor è stimato essere nell'intervallo tra 0.1 e 1%, indipendentemente dal paese e dalle abitudini di fumo. Questi rischi sono dello stesso ordine di grandezza del rischio di morire in casa in una caduta o per un incendio. Comunque, abitazioni aventi molte volte la concentrazione media di radon hanno rischi di radon che possono eguagliare o superare il 2% di rischio di morte in un incidente automobilistico. Poichè non è possibile predire dove si troveranno questi alti valori, indagini di screening sono necessarie per identificare le abitazioni con alte concentrazioni di radon indoor.

Differenti indagini di vasta portata sul radon nelle case sono state effettuate in molti paesi. Uno dei risultati più sorprendenti è la grande variazione osservata nei livelli da casa a casa. Il valore della concentrazione di radon può ricoprire un intervallo che va da pochi a molte migliaia di  $Bq\text{m}^{-3}$ .

Indagini su larga scala per la valutazione dell'esposizione della popolazione richiede l'uso di una moltitudine di rivelatori negli ambienti di vita maggiormente occupati (principalmente camere da letto) per misure integrate su un anno in molte migliaia di abitazioni. I rivelatori più utili per queste indagini su larga scala sono i rivelatori di tracce nucleari. In contrasto, le misure a breve termine sono appropriate per indagini di screening.

## 2.5 La normativa vigente

Gli aspetti normativi che possono essere adottati hanno come obiettivo la "riduzione del rischio"; tali provvedimenti vanno dall'emanazione di vere e proprie leggi, con valori di riferimento e sanzioni, a raccomandazioni con valori suggeriti.

### L'ICRP 65

Per valutazione del rischio da radon la pubblicazione 65 dell'ICRP(International Commission on Radiological Protection) raccomanda l'utilizzo dell'approccio epidemiologico, sia nel caso di ambienti domestici che lavorativi.

Per valutare il coefficiente di rischio (rischio per unità di esposizione), cioè la probabilità di accadimento di un tumore al polmone con esito mortale per unità di esposizione, l'ICRP 65 si basa sullo studio di numerosi coorti e casi-controllo di lavoratori esposti nelle miniere di uranio.

### **Normativa italiana**

Nel 1996 l'Unione Europea, con la direttiva 96/29/EURATOM ha stabilito i criteri per la protezione dei lavoratori e della popolazione dall'esposizione alla radioattività naturale e al radon in particolare. Tale direttiva è stata recepita in Italia il 31 agosto 2000 con il D. Lgs. 241/00, che modifica e integra il precedente D. Lgs. 230/95.

Le attività lavorative oggetto della norma sono:

- attività che si svolgono in luoghi di lavoro sotterranei (“in particolari luoghi di lavoro quali tunnel, sottovie, catacombe, grotte e, comunque, in tutti i luoghi di lavoro sotterranei”) art.10-bis comma a)
- attività che si svolgono in zone ad alta concentrazione di radon (“prone area”),
- attività che utilizzano materiali che contengono radionuclidi naturali,
- attività che producono rifiuti di lavorazione contenenti radionuclidi naturali,
- attività termali e miniere non uranifere,
- attività lavorative su aerei per quanto riguarda il personale navigante.

Per le prime due tipologie di attività (nelle quali il radon costituisce la principale fonte di radioattività naturale) il *livello di azione*, che è il valore di concentrazione di attività di radon in aria o di dose efficace, il cui superamento richiede l'adozione di azioni di rimedio che riducano la grandezza a livelli più bassi del valore fissato, è fissato in  $500 \text{ Bq/m}^3$ .

Per le restanti attività (escluse quelle su aerei) il livello d'azione è fissato in  $1 \text{ mSv/anno}$  per i lavoratori e  $0,3 \text{ mSv/anno}$  per la popolazione.

Per ricavare il valore di dose efficace partendo da una misura di concentrazione o di esposizione di radon, l'Allegato I-bis del D.Lgs. 230/95 e s.m.i. riporta il fattore convenzionale di conversione ( $3 \cdot 10^{-9} \text{ Sv} / \text{Bq h m}^3$ ). Questo fattore di conversione si applica ai luoghi di lavoro in cui il valore del fattore di equilibrio F sia pari a 0,4.

In caso di superamento, l'esercente deve effettuare azioni di rimedio atte ad abbassare il livello di concentrazione e ripetere le misure; se si mantengono le condizioni di superamento del livello deve sottoporre i lavoratori alla sorveglianza fisica e medica e adottare tutti i provvedimenti previsti al capo VIII del D.Lgs.230/95; nel caso invece venga superato l'80% del livello d'azione deve ripetere le misure l'anno successivo.

Per le scuole non vi sono indicazioni ma si ritiene, per il momento, di poter assimilare una scuola ad un ambiente di lavoro.

Non c'è, invece, ancora una chiara normativa per quanto riguarda le abitazioni. Si trovano delle delibere o delle circolari a livello regionale, che fanno riferimento ai valori raccomandati dalla Commissione Europea del 1990 pari a  $200 \text{ Bq/m}^3$  per le nuove abitazioni e  $400 \text{ Bq/m}^3$  per quelle già esistenti.

Attualmente gran parte delle Regioni (le più attive sono Lombardia, Friuli Venezia Giulia, Toscana, Veneto, Piemonte, Alto Adige) sono impegnate nella definizione delle “aree a rischio radon”, e stanno effettuando monitoraggi del radon in abitazioni.

I singoli Comuni invece non si sono ancora attivati a causa soprattutto della mancanza di finanziamenti e di informazione.

### **Normativa internazionale**

Quasi tutti i paesi europei hanno emesso linee guida per le misure di radon in abitazioni, che raccomandano misure a lungo termine con rivelatori passivi.

A livello internazionale i maggiori riferimenti relativi alla misura e ai livelli d'azione per il radon nelle abitazioni sono nelle pubblicazioni dell' ICRP-65 e dell'EPA (Environmental Protection Agency).

L'ICRP fissa per le abitazioni un livello d'azione compreso tra  $200$  e  $400 \text{ Bq/m}^3$ , che porta ad avere una dose efficace compresa tra  $3 - 10 \text{ mSv/anno}$ , uguale a quella relativa ai lavoratori per i quali l'ICRP-65 fissa un livello d'azione compreso tra  $500$  e  $1500 \text{ Bq/m}^3$ .

L'EPA, l'Ente per la protezione ambientale americana, raccomanda per le abitazioni un livello d'azione di  $148 \text{ Bq/m}^3$ ; rispettando tale valore, secondo l'EPA, un terzo delle morti attribuite al radon potrebbe essere evitata.

La Svizzera ha invece optato per un valore limite prescrittivo di  $1000 \text{ Bq/m}^3$  e un valore operativo (raccomandato) di  $400 \text{ Bq/m}^3$ , mentre le scuole, per la presenza di bambini e di giovani, sono state considerate alla stregua di locali abitativi.

Per quanto riguarda i luoghi di lavoro quasi tutti i paesi europei (Norvegia, Polonia, Lettonia, Finlandia, Danimarca, Svezia, Grecia, Belgio, Irlanda, Ucraina, Slovenia, Serbia&Montenegro, Germania, Lituania, Repubblica Ceca, Ungheria, Svizzera, Bulgaria) hanno emesso livelli standard nazionali relativi all'esposizione al radon; due paesi (Estonia e Slovenia) lo stanno facendo mentre tre paesi (Olanda, Portogallo e Spagna) non hanno livelli di riferimento per la protezione dei lavoratori da esposizioni a radon e altre sorgenti di origine naturale[11].

## 2.6 Metodologie e tecniche di misura

Negli ultimi anni, visto il grande interesse verso il problema radon, sono stati sviluppati diversi sistemi per rivelare tale gas con estrema facilità, essendo un emettitore  $\alpha$ , o direttamente o attraverso i suoi prodotti di decadimento[13].

Le tecniche di campionamento del radon possono essere classificate, in base alla strumentazione utilizzata, in *strumentazioni e/o metodi attivi* e in *strumentazioni e/o metodi passivi*.

Nei primi il campionamento del radon e/o dei suoi figli è forzato mediante l'impiego di pompe. Questo tipo di rivelatori sono generalmente *rivelatori real-time*, cioè con risposta in tempo reale.

Tra i rivelatori attivi troviamo:

- **rivelatori a scintillazione**, che sfruttano il fenomeno della fluorescenza. Essi generalmente sono costituiti da un materiale scintillante accoppiato otticamente ad un fotomoltiplicatore. Quando la radiazione interagisce con lo scintillatore causa emissione di luce, che viene trasmessa al fotomoltiplicatore, dove viene convertita in una debole corrente di fotoelettroni, successivamente amplificata da un sistema di dinodi.
- **rivelatori a semiconduttori**, che comprendono i rivelatori al Germanio e al Silicio e sfruttano il fenomeno della ionizzazione al passaggio di una particella carica in un cristallo semiconduttore; la particella carica fornisce all'atomo un' energia che permette agli elettroni di valenza (quelli dell'orbita più esterna) di svincolarsi dall'atomo e muoversi liberamente all'interno del reticolo.
- **monitor a raccolta elettrostatica**, che si basa sul fatto che il Radon, decadendo verso il Polonio, ha una probabilità del 90% di rimanere ionizzato. Applicando un campo elettrico si possono raccogliere gli ioni e quantificarli.
- **camera a ionizzazione**, simile a un condensatore piano a facce parallele, in cui il dielettrico è costituito dal gas di cui si vuole valutare la concentrazione di Radon.

Negli altri il campionamento si basa sul processo di diffusione senza alcuna fornitura di potenza. In questo caso i rivelatori registrano i decadimenti e l'elaborazione dei dati avviene successivamente in laboratorio. Questo tipo di rivelatori sono generalmente *rivelatori non real-time* e non danno quindi una risposta immediata. Tra i rivelatori passivi troviamo:

- **rivelatori a tracce**, costituiti da film di polimeri, sensibili alle particelle alfa, le quali, attraversando il materiale, perdono energia, provocando una microvariazione dello stato di aggregazione della materia attraversata, che si manifesta come microtraccia più sensibile agli attacchi chimici rispetto al materiale circostante.
- **monitor a termoluminescenza**, basato sul fenomeno dell'emissione di luce in seguito al riscaldamento di un materiale precedentemente irradiato.

- **camerette ad eletteti**, dove un elettete è un disco di teflon che raccoglie gli ioni prodotti dalle particelle alfa di decadimento del radon, riducendo così il suo potenziale, che viene misurato con un voltmetro, portando alla determinazioni della concentrazione di Radon.

La scelta della tecnica più appropriata dipende dalla particolare informazione richiesta e da valutazioni di costi-benefici.

## Capitolo 3

### I RIVELATORI A TRACCE NUCLEARI

Il funzionamento dei rivelatori a tracce nucleari è basato sul fatto che particelle cariche pesanti, attraversando un mezzo, ne causano la ionizzazione[13].

Il processo di prima ionizzazione fa scattare una serie di altri processi chimici, il cui risultato è una zona danneggiata, che viene chiamata *traccia latente*.

Se il materiale contenente tracce latenti viene sottoposto ad un bagno con una soluzione chimica aggressiva (le più usate sono NaOH o idrossido di Sodio, conosciuta volgarmente con il nome di soda caustica, oppure KOH o idrossido di Potassio), la reazione renderà la traccia più marcata, risultando visibile tramite un comune microscopio ottico.

Gli effetti del passaggio degli ioni sono visibili in molti materiali, ma sono particolarmente pronunciati in materiali composti da lunghe molecole come, ad esempio, nitrati di cellulosa e policarbonati.

I rivelatori a tracce più comunemente usati sono il CR-39, basato su polyallyldiglycol carbonato, ed il LR-115, composto da nitrato di cellulosa.

La densità delle tracce, espressa come il numero di tracce per unità di superficie, è proporzionale alla concentrazione radon presente nell'ambiente e al tempo d'esposizione.

Questi materiali, se impiegati per indagini sulla concentrazione di radon, sono inseriti in opportuni contenitori, chiamati "dispositivi di campionamento", che esistono in varie forme e dimensioni [11].

#### 3.1 CR-39 e procedura sperimentale

I maggiori problemi connessi all'impiego di tale dosimetro sono relativi alla variabilità del numero di tracce di fondo del materiale, dovuta ad imperfezioni legate al processo di produzione, dipendente a sua volta da numerosi fattori, quali il grado di purezza del monomero di partenza, la sua concentrazione, il ciclo termico di polimerizzazione.

La disomogeneità della lastra può comprometterne le prestazioni dosimetriche per cui le fasi del processo di produzione devono essere seguite con la massima precisione e il prodotto finale deve possedere precise caratteristiche, confrontabili fra le diverse produzioni a livello europeo.

L'utilizzo della tecnologia dei CR-39 offre i seguenti vantaggi:

- utilizzo in grandi quantità ed in condizioni di maneggevolezza grazie alle piccole dimensioni del rivelatore e del contenitore;

- possibilità di archiviare i rivelatori già sviluppati perché rimangano sempre disponibili per nuove misure;
- indipendenza della misura dalle condizioni ambientali;
- buone caratteristiche dosimetriche con risposta su di un ampio intervallo di energia(200 keV – 14 MeV) ed una bassa soglia di rivelazione (< 0.1 mSv).

### Procedura di esposizione

I rivelatori CR-39 devono essere esposti all'interno di un apposito contenitore affinché la valutazione quantitativa delle tracce sia attribuibile al decadimento del solo  $^{222}\text{Rn}$  e dei suoi prodotti di decadimento sviluppati all'interno del contenitore stesso.

Il rivelatore prodotto dalla TASL, il TASTRAK, consiste in una lastrina 25x25 mm di circa 1 mm di spessore. Le foto del dispositivo tipo utilizzato presso il servizio APAT sono riportate di seguito.



Fig. 12: Il dispositivo di campionamento per TASTRAK

I rivelatori sono conservati dentro una busta a bassa permeabilità al radon ad una temperatura inferiore a  $-15^{\circ}\text{C}$  e portati a temperatura ambiente 30 minuti prima dell'utilizzo.

Per rimuovere la polvere ed i residui della lavorazione di taglio e dell'incisione del codice si estraggono i rivelatori dalla busta e si sciacquano in acqua distillata. Appena prima di montare il rivelatore nel telaio, è necessario pulirlo con una soluzione antistatica (del tipo utilizzato in elettronica). La soluzione deve essere spruzzata su un panno morbido che non lascia residui, con il quale pulire entrambi i lati del rivelatore. Le lastrine vanno inserite nella base del telaio con il lato inciso, esposto alle radiazioni e letto durante la scansione, posto verso l'alto. Per evitare rotture durante il montaggio, è opportuno chiudere il telaio in posizione orizzontale, facendo attenzione a non fare uscire la lastrina dall'alloggiamento presente nella base del telaio stesso, esercitando una lieve pressione fino a sentire uno scatto, indice della chiusura; a tale scopo si utilizza un'apposita pressa manuale. Il dosimetro è etichettato riportando all'esterno il codice presente sul rivelatore TASTRAK.

Prima dell'esposizione il dosimetro è sigillato, tramite saldatura a caldo, in una busta di materiale a bassa permeabilità al radon, ad esempio accoppiando polietilene – alluminio o poliestere -



polietilene, fino al momento della sua utilizzazione. Per iniziare la misurazione occorre aprire la busta a bassa permeabilità di radon. Il dosimetro non va esposto a fonti di calore o di luce diretta. Nel caso di ambienti chiusi, a meno di specifiche indicazioni di cui si deve tener conto nella interpretazione dei risultati, devono essere evitati ambienti tipo bagni o cucine. Sono annotate le date di inizio e termine dell'esposizione. Ove possibile, al termine dell'esposizione, si raccomanda di sigillare a caldo i dosimetri in busta di materiale con bassa permeabilità al radon fino al momento del recapito presso il laboratorio. Appena il dosimetro perviene al laboratorio, si estrae dalla busta, si verifica che non sia stato manomesso e che non presenti segni di forzatura tra la base e il corpo del telaio.

Per aprire il dosimetro dopo l'esposizione, si usa un apposito estrattore. Si estrae il rivelatore e, se non è trattato immediatamente, si conserva nuovamente in busta sigillata a bassa permeabilità al radon a una temperatura inferiore a  $-15^{\circ}\text{C}$ ; in alternativa i rivelatori possono essere conservati in atmosfera di azoto o d'aria priva di radon ( $<10 \text{ Bq/m}^3$ ).

### **Trattamento chimico**

I rivelatori sono posizionati nell'apposito supporto di acciaio inox con la parte scritta del rivelatore (il codice numerico) verso l'alto e il codice meccanografico (codice TASL) rivolto verso sinistra. I supporti sono montati nell'apposito rack che contiene fino a 6 griglie.



Fig. 13: la rastrelliera contenente 6 griglie, ciascuna delle quali può supportare 49 lastre

L'attacco chimico viene eseguito in un bagno termostatico a  $98^{\circ}\text{C}$  in una soluzione di idrossido di sodio (NaOH) in acqua distillata al 25% peso/volume per un periodo di 60 minuti. Prima dell'introduzione dei rivelatori si controlla la temperatura della soluzione con un termometro a mercurio e la densità della soluzione con un densimetro. A  $98^{\circ}\text{C}$  la densità della soluzione di NaOH

al 25% è  $1.181 \text{ g/cm}^3$ . Se il valore è superiore a causa di evaporazione dell'acqua, è necessario aggiungere acqua distillata. Il rack con i supporti e i rivelatori è introdotto nella soluzione di idrossido di sodio. La vasca del bagno termostatico rimane chiusa per tutto il tempo dell'attacco chimico. Al termine si estrae il rack con i rivelatori dalla soluzione con l'aiuto degli opportuni attrezzi e si passa alla fase di risciacquo. Si immerge per circa 45 secondi il rack in acqua distillata agitando per rimuovere i residui di NaOH. Si immerge il rack in un bagno definito di arresto costituito da una soluzione di acido acetico ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) al 2% e si lascia immerso per circa 30 minuti agitando frequentemente. Per il risciacquo finale si immerge il rack in acqua distillata per circa 10 minuti, agitando frequentemente. Al termine del risciacquo si estrae il rack, si smontano i supporti, si tamponano le griglie con un panno e si lasciano poi ad asciugare all'aria.

### **Sistema di lettura delle tracce**

Prima della lettura con l'analizzatore di immagine i rivelatori sono sottoposti a un controllo di eventuali residui rimasti sulla superficie (calcare, polvere ecc.). In tal caso vanno puliti con un panno o carta che non lasci residui. Il supporto d'acciaio che contiene i rivelatori, è fissato sul piatto del microscopio con la freccia incisa in direzione dell'operatore.

La lettura dei rivelatori è effettuata per mezzo dell'analizzatore automatico di immagini TASL. TASLIMAGE è un sistema per la dosimetria del radon o dei neutroni. Esso è stato prodotto da Track Analysis Systems Ltd (TASL), che ha sede a Bristol, Regno Unito.

Nel suo insieme TASLIMAGE rappresenta una tecnica per l'attacco chimico, la scannerizzazione e l'analisi dei rivelatori a stato solido di tracce nucleari TASTRAK (plastica di CR39 prodotta da TASL). La caratteristica unica del sistema è la lettura automatizzata basata sul microscopio e il software TASLIMAGE.

I risultati vengono poi riportati su un foglio di calcolo EXCEL, che tra i dati principali riporta il codice del dispositivo letto; data di creazione del file; data di inizio e fine esposizione; il numero di tracce accettate per  $\text{cm}^2$ ; valori dell'esposizione con incertezza e concentrazione di attività di radon con incertezza forniti dal sistema TASLIMAGE.

Il valore dell'esposizione è calcolato dal software TASLIMAGE mediante:

$$E (\text{KBq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}) = (T_C - T_F)F_T$$

dove  $T$  è il numero di tracce accettate per  $\text{cm}^2$ ;  $T_F$  è il numero delle tracce di fondo;  $F_T$  è il fattore di taratura;  $C_P$  la correzione per il  $^{214}\text{Po}$ .

Il fattore di taratura è determinato esponendo uno o più gruppi di rivelatori ad esposizioni note, certificate e riferibili a campioni primari. In genere le esposizioni sono comprese tra 200 e 2000  $\text{KBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ .

In caso siano utilizzate più esposizioni, il fattore di taratura si ottiene dalla media aritmetica dei relativi valori [7].



Fig.14: il sistema TASLIMAGE disponibile presso il laboratorio di “Rivelatori di tracce nucleari e dosimetria occupazionale” in APAT.

### **La documentazione finale**

Al termine di ogni misurazione o di ogni serie di misure è compilato un “Rapporto di prova”.

La documentazione relativa alla taratura, al controllo di qualità, alla manutenzione e ai rapporti di prova è archiviata presso il Servizio. Per misure di rivelatori diversi effettuate per una stessa commessa è possibile utilizzare un rapporto di prova multiplo. La documentazione tecnica relativa a ciascuna misura è conservata in una apposita cartella, sita nel laboratorio, identificata da un codice da riportare nel Rapporto di prova alla voce “Riferimenti Tecnici (riservati al Servizio)” [26].

## Capitolo 4

### I CONTROLLI DI QUALITA'

Il principio di operazione dei rivelatori passivi di radon è semplice ma, confrontando risultati di diversi laboratori a livello internazionale, si è constatato che anche quelli con ragguardevole esperienza possono commettere errori. La qualità delle misure, avente la prerogativa di mantenere prestazioni soddisfacenti, è valutata in due differenti aree: il controllo di qualità all'interno del laboratorio e l'assicurazione esterna di qualità attraverso la partecipazione a interconfronti[3].

#### 4.1 Campagna di monitoraggio Roma - Viterbo

Al fine di studiare le tecniche per l'identificazione di aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon (mappatura radon) è stata avviata dall'APAT una campagna di misure di radon nelle province di Roma e Viterbo, secondo un protocollo standard, in ambienti confinati. In genere va determinata la media annuale delle concentrazioni di Radon, per esempio misurando nel semestre estivo ed in quello invernale. Lo strumento di misura va posizionato in un luogo sicuro (rischio di colpi, manomissioni, ecc..) e che non sia immediatamente accessibile, in modo da evitare accidentali danneggiamenti. Inoltre il rivelatore va posizionato lontano da sorgenti di calore o da ventilatori, ad almeno un metro da finestre, porte, pavimento e soffitto e infine ad almeno 30 cm dalle pareti.

Quando si predispose una serie di dispositivi per una campagna di monitoraggio ambientale, alcuni di essi vengono conservati presso il laboratorio per la misura del fondo. Il fondo consiste nel contributo di tracce nucleari create sia nella fase di produzione dei rivelatori sia durante i transiti o i periodi di stoccaggio. Esso va stimato e sottratto dai segnali ottenuti nelle esposizioni.

E' auspicabile che il livello di esposizione dovuto al fondo sia minore di  $20 \text{ kBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ . Variazioni di  $\pm 5/10 \text{ kBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  fra rivelatori di fondo individuali o fra riletture degli stessi rivelatori sono normali e inevitabili.

Per questo monitoraggio è stato ordinato uno stock di circa 20000 rivelatori, dei quali circa 11.000 sono stati spediti alle famiglie di tutti i comuni delle province di Roma e Viterbo.

Con un numero di rivelatori da analizzare così elevato, è sorto il problema di trovare una tecnica di misura abbastanza semplice e veloce per monitorare la correttezza delle procedure e dei parametri funzionali per l'attacco chimico. Si è deciso di effettuare la verifica sperimentale utilizzando come parametro di controllo il numero di tracce prodotte da particelle  $\alpha$  emesse da una sorgente di Am-

$^{241}\text{Am}$  in condizioni di esposizione controllata, elaborando una carta di controllo che serva da strumento immediato per il confronto.

## **4.2 Controllo delle procedure sperimentali con tracce di $^{241}\text{Am}$**

Secondo la pubblicazione del NRPB [21] una valutazione aggiuntiva sulla consistenza della misura si può fare utilizzando tracce di particelle  $\alpha$  emesse dall' $^{241}\text{Am}$ . Un rivelatore da ogni foglio di CR-39 è esposto a particelle  $\alpha$  emesse da una sorgente di  $^{241}\text{Am}$ . Il rivelatore è sviluppato insieme a quelli utilizzati per la calibrazione estratti dallo stesso foglio. I test hanno mostrato che le variazioni dell'area massima delle tracce  $\alpha$  di  $^{241}\text{Am}$  differiscono da foglio a foglio con un andamento proporzionale alle variazioni nella sensibilità al radon..

La procedura più idonea sarebbe quella di estrarre da ogni foglio un rivelatore da esporre alla sorgente di  $^{241}\text{Am}$  da utilizzare come campione di riferimento per verificare la correttezza del processo di sviluppo chimico delle tracce. Ovviamente per quest'ultima operazione occorre lasciar da parte almeno un altro rivelatore appartenente al medesimo foglio, che verrà a sua volta esposto alla sorgente e sviluppato insieme ai rivelatori di cui si vuol controllare il bagno. La consistenza dei valori, entro l'errore sperimentale, dei due rivelatori esposti al  $^{241}\text{Am}$  assicura la correttezza del bagno.

Le dimensioni dei fogli da cui si ricavano i singoli rivelatori sono di circa 25·30 cm; quindi ogni foglio contiene circa 100 dosimetri di dimensioni 2.5·2.5 cm.

Nel caso dello stock ordinato dall'APAT sarebbe quindi stato necessario esporre alla sorgente di Americio circa 200 dosimetri e lasciarne altrettanti da usare nella verifiche per il controllo dell'attacco chimico.

### **Carta di controllo dell'americio**

Per ovvi motivi di dispendio sia economico che di tempo si è pensato di costruire una carta di controllo dell'attacco chimico, utilizzando un set di rivelatori (circa una ottantina) rappresentativo dell'intera partita acquistata.

L'obiettivo è quello di ricavare una carta di controllo basata sul numero di tracce misurato in rivelatori esposti ad americio  $^{241}\text{Am}$  definendo un range di valori, e un intervallo di accettabilità entro il quale non è necessario apportare alcuna correzione dovuta ad un non corretto attacco chimico.

I rivelatori sono stati sottoposti ad attacco chimico seguendo la metodologia standard e sono stati letti tre volte e i risultati sono presentati nella tabella 4.1, insieme con l'analisi dei dati (media e deviazione standard).

Per ricavare il valore delle tracce totali è stata effettuata una media non solo sulle tre misure, ma anche sulle ultime due, in quanto alcuni valori (segnati in giallo in tabella) risultavano evidentemente errati o assenti.

Poiché tutti i CR-39 sono stati esposti in condizioni uguali e controllate (cinque minuti in un apposito dispositivo di esposizione), il numero delle tracce dei singoli rivelatori dovrebbe essere uguale, nei limiti dell'errore sperimentale e della sensibilità del singolo foglio da cui sono stati prelevati. Sono state effettuate quindi anche medie all'interno della stessa misura, ottenendo rispettivamente:

**prima misura:**  $3602,32 \pm 280,20$

**seconda misura:**  $3665,42 \pm 211,20$

**terza misura:**  $3686,27 \pm 200,99$

Dal punto di vista qualitativo le tre misure sembrano in accordo fra loro, in quanto le discrepanze sono perfettamente contenute in molto meno di una deviazione standard. Si può effettuare però un'analisi più approfondita confrontando a coppie le tre medie attraverso il test t-student, fissando livelli di significatività del 5% e dell'1%. I valori ottenuti mostrano una maggiore compatibilità tra la seconda e la terza lettura rispetto alla prima, evidente anche in alcuni valori chiaramente derivanti da errori di lettura, riportati in tabella ed evidenziati in giallo.

**test t-student tra prima e seconda misura:** - 1,67 inferiore al livello del 5% e dell'1% (gr.lib.172)

**test t-student tra seconda e terza misura:** -0,67 inferiore al livello del 5% e dell'1% (gr.lib.176)

**test t-student tra prima e terza misura:** - 2,26 inferiore solo all'1% (gr.lib.172)

Device	1misura	2misura	3misura	Media di 3 misure	$\sigma$ di 3 misure	Media di 2 misure	$\sigma$ di 2 misure
3032	3802	3653	3611	3688,6667	100,37098	3632	29,698485
3188	3627	3591	3593	3603,6667	20,231988	3592	1,4142136
3373	3698	3731	3709	3712,6667	16,802778	3720	15,556349
3594	3690	3612	3605	3635,6667	47,184037	3608,5	4,9497475
3760	3525	3708	3675	3636	97,534609	3691,5	23,334524
3925	3783	3437	3555	3591,6667	175,89012	3496	83,4386
4112	3796	3725	3957	3826	118,87388	3841	164,04877
4310	3754	3714	3618	3695,3333	69,89516	3666	67,882251
4469	3778	3693	3700	3723,6667	47,184037	3696,5	4,9497475
4678	3709	3579	3515	3601	98,853427	3547	45,254834
4820	3639	3591	3618	3616	24,062419	3604,5	19,091883
5017	3356	3786	3796	3646	251,19713	3791	7,0710678
5190	3609	3559	3538	3568,6667	36,473735	3548,5	14,849242
5340	3683	3497	3771	3650,3333	139,89043	3634	193,74726
5523	3776	3921	3646	3781	137,56816	3783,5	194,45436
5707	4012	3926	3798	3912	107,68473	3862	90,509668
5930	3610	3593	3721	3641,3333	69,514986	3657	90,509668
6118	3745	3741	4055	3847	180,14439	3898	222,03153
6271	3643	3918	3794	3785	137,72073	3856	87,681241
6439	3311	3486	3473	3423,3333	97,500427	3479,5	9,1923882

6603	3499	3893	3609	3667	203,30273	3751	200,81833
6834	3657	3538	3703	3632,6667	85,148889	3620,5	116,67262
6960	assente	3796	3744	3770	36,769553	3770	36,769553
7156	3677	3766	3872	3771,6667	97,623426	3819	74,953319
7328	3579	3334	3556	3489,6667	135,3009	3445	156,97771
7557	4150	3795	3793	3912,6667	205,53913	3794	1,4142136
7694	3536	3545	3769	3616,6667	132,00126	3657	158,39192
7853	3609	3503	3532	3548	54,781384	3517,5	20,506097
8040	3580	3854	3504	3646	184,0978	3679	247,48737
8254	3611	3479	3688	3592,6667	105,69926	3583,5	147,78532
8410	3748	3772	4187	3902,3333	246,82045	3979,5	293,44931
8565	3684	3646	3742	3690,6667	48,345975	3694	67,882251
8801	3602	3178	3598	3459,3333	243,65002	3388	296,98485
8999	3798	3737	3770	3768,3333	30,534134	3753,5	23,334524
9123	3648	3879	3655	3727,3333	131,39381	3767	158,39192
9309	3682	3638	3889	3736,3333	134,03109	3763,5	177,4838
9546	3531	3594	3397	3507,3333	100,60981	3495,5	139,30004
9733	3301	3831	3711	3614,3333	277,90886	3771	84,852814
9854	3501	3595	3610	3568,6667	59,079043	3602,5	10,606602
10086	3724	3879	3706	3769,6667	95,112214	3792,5	122,32947
10268	3304	3496	3216	3338,6667	143,18287	3356	197,9899
10421	3159	3620	3433	3404	231,86418	3526,5	132,22897
10628	3612	3856	3729	3732,3333	122,03415	3792,5	89,802561
10795	3767	3911	3713	3797	102,35233	3812	140,00714
11095	3494	3575	3742	3603,6667	126,4608	3658,5	118,08683
11253	3447	3670	3536	3551	112,25418	3603	94,752309
11398	531	3270	3424	3347	108,89444	3347	108,89444
11569	4362	3450	3378	3730	548,51071	3414	50,911688
11767	3608	3718	3892	3739,3333	143,19683	3805	123,03658
12153	3182	3075	3173	3143,3333	59,349249	3124	69,296465
12316	3668	3601	3611	3626,6667	36,143234	3606	7,0710678
12528	3576	3656	3558	3596,6667	52,1664	3607	69,296465
12689	3493	3748	3626	3622,3333	127,53954	3687	86,267027
12907	4058	4329	4020	4135,6667	168,50618	4174,5	218,496
13068	3557	3840	3795	3730,6667	152,07345	3817,5	31,819805
13190	3461	3533	3493	3495,6667	36,073998	3513	28,284271
13449	3328	3447	3667	3480,6667	171,98934	3557	155,56349
13621	3995	3916	3736	3882,3333	132,7416	3826	127,27922
13897	4057	3778	3867	3900,6667	142,51433	3822,5	62,932504
14020	3276	3495	3636	3469	181,40287	3565,5	99,702056
14235	3274	3712	3387	3457,6667	227,39027	3549,5	229,8097
14371	3426	3651	3721	3599,3333	154,13738	3686	49,497475
14570	3316	3464	3526	3435,3333	107,89501	3495	43,84062
14778	3171	3689	3616	3492	280,3801	3652,5	51,618795
14976	3571	3442	3651	3554,6667	105,45299	3546,5	147,78532
15060	3605	3782	3637	3674,6667	94,320376	3709,5	102,53048
15209	3460	3471	4038	3656,3333	330,57879	3754,5	400,92954
15370	3381	3508	3440	3443	63,553127	3474	48,083261
15556	3570	3689	3700	3653	72,090221	3694,5	7,7781746
15771	3846	3704	3771	3773,6667	71,037549	3737,5	47,376154
15918	3713	3683	3748	3714,6667	32,532035	3715,5	45,961941
16085	3784	3651	3882	3772,3333	115,94108	3766,5	163,34167
16205	3707	3628	3693	3676	42,154478	3660,5	45,961941

16401	3596	3828	3605	3676,3333	131,42425	3716,5	157,68481
16573	3495	3373	3734	3534	183,63279	3553,5	255,26555
16798	3499	3701	3600	3600	101	3650,5	71,417785
16978	430	3657	3844	3750,5	132,22897	3750,5	132,22897
17166	3819	3631	3928	3792,6667	150,24092	3779,5	210,01071
17341	3492	3566	3478	3512	47,286362	3522	62,225397
19144	3221	3337	3469	3342,3333	124,08599	3403	93,338095
19492	4058	3713	3913	3894,6667	173,22914	3813	141,42136
19663	3688	3553	3543	3594,6667	80,983537	3548	7,0710678
19832	3624	3963	3702	3763	177,54154	3832,5	184,55487
20034	3909	3592	3769	3756,6667	158,85948	3680,5	125,1579
20267	3611	3496	3713	3606,6667	108,56488	3604,5	153,44217
20397	3646	3782	3669	3699	72,794231	3725,5	79,903066
20563	2028	4453	4525	3668,6667	1421,315	4489	50,911688
20797	26	3590	3553	3571,5	26,162951	3571,5	26,162951
20938	3620	4216	4195	4010,3333	338,20162	4205,5	14,849242
<b>N.ro tracce totali medio di tutti i dosimetri</b>				<b>N.ro tracce totali medi sia di tutti i dosimetri che delle tre misure</b>	<b>dev.stand.</b>	<b>N.ro tracce totali medi sia di tutti i dosimetri che delle ultime due misure</b>	<b>dev.stand.</b>
<b>dev.stand.</b>	280,20125	211,19744	200,98551	3651,4457	156,71401	3675,8427	184,89791

Tabella 4.1 Risultati delle letture dei rivelatori esposti a una sorgente di  $^{241}\text{Am}$  per cinque minuti

Per quanto detto prima, le analisi successive verranno effettuate prendendo in considerazione solo la seconda e la terza misura.

Si è costruito un grafico, dopo aver mediato tra i valori delle ultime due misure, ponendo il numero totale di tracce, ottenuto con la lettura al microscopio ottico, in funzione del codice del rivelatore; in seguito si sono interpolati i dati con una retta  $y = ax + b$ . Il valore di  $a$  fornisce la dipendenza dalla sensibilità del singolo foglio, mentre  $b$  rappresenta il valor medio del numero totale di tracce.

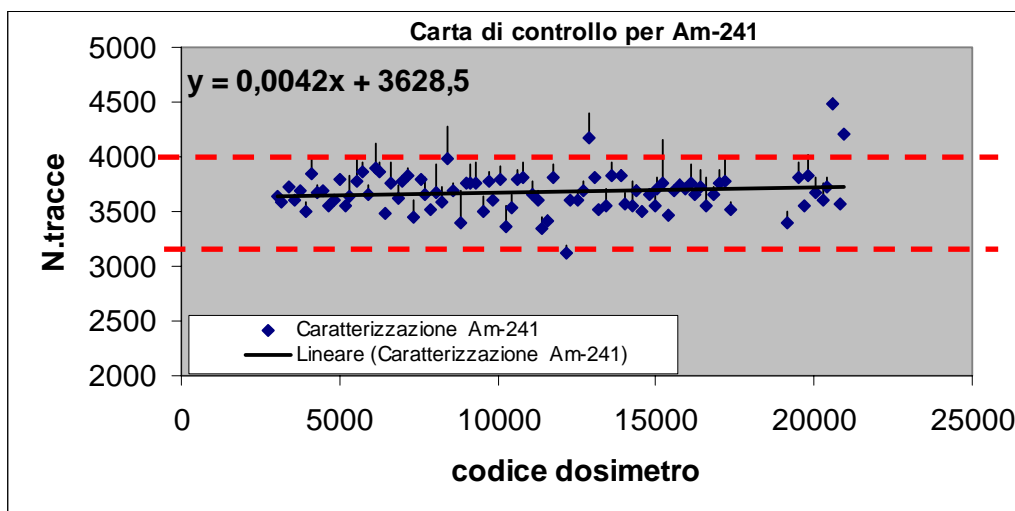


Fig.15: Il grafico è stato ottenuto mediando le medie delle ultime due misure; sono stati inseriti il numero totale di tracce, ottenuto con la lettura al microscopio ottico, in funzione del codice del rivelatore e poi si sono interpolati i dati con una retta  $y = ax + b$ . Il valore di  $a$  fornisce la dipendenza dalla sensibilità del singolo foglio, mentre  $b$  rappresenta il valor medio del numero totale di tracce.



Si sono ottenuti, per **a** e **b**, i seguenti valori:

**a** = 0,0042 → conferma l'indipendenza delle misure dalla sensibilità del singolo foglio;

**b** = 3628,5 → fornisce il valor medio di tracce per esposizioni di 5 minuti a una sorgente di  $^{241}\text{Am}$ .

Si può applicare il test t-student per confrontare il valor medio (in rosso in tabella) delle ultime due misure con il valore teorico (**b**) ottenuto dal fit. Il risultato, con 88 gradi di libertà, risulta pari a 2,42 e conferma la consistenza dei due valori al livello di significatività dell'1%.

Si può indicare il range per cui il trattamento chimico può essere considerato corretto con il valor medio più o meno due deviazioni standard, cioè:

$$\text{range} = 3675,8 \pm 369,8$$

e si può concludere che l'intervallo in cui deve cadere il numero totale di tracce per una esposizione di cinque minuti a una sorgente di  $^{241}\text{Am}$  è pari a **3300 - 4050**.

Per attacchi chimici per i quali il cui valore del n di tracce di americio cade al di fuori del suddetto intervallo bisognerà applicare un fattore di correzione.

### **Applicazione della carta di controllo**

Si sono analizzati i valori del numero di tracce dei rivelatori esposti all'americio utilizzati in occasione degli attacchi chimici per lo sviluppo dei rivelatori dell'indagine sul radon nelle province di Roma e Viterbo e in occasione di due esercizi di interconfronto per il controllo di qualità dell'intero sistema: il primo, internazionale, effettuato presso il National Radiological Protection Board inglese (NRPB) e il secondo, a livello nazionale, organizzato dall'APAT con l'Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti (INMRI) per controllare la correttezza dell'attacco chimico.

I valori ottenuti sono riportati nella tabella a pagina seguente. Come si evince dalla tabella a pagina seguente, tutti i valori rientrano nel range 3300-4050, per cui nell'analisi dei dati non è necessaria alcuna correzione.

Il grafico presentato in Fig.16 fornisce una chiara rappresentazione dell'applicazione della carta di controllo per l'attacco chimico. La tecnica del controllo attraverso l'americio fornisce al laboratorio una maggiore tranquillità nell'analisi dei dati, in quanto, con questo metodo si potrebbero recuperare dati che, per qualche motivo (errore da parte dell'operatore, cambi di procedure di operazione o di lettura dati, cambi di calibrazione, errori casuali, ecc..), si dimostrassero non corretti.

Device	File_date	Total	KBq·m <sup>3</sup> ·h		incertezza
12205	27/06/2006	3589	1374	±	74
12315	27/06/2006	3482	1333	±	72
12592	27/06/2006	3521	1348	±	72
12690	27/06/2006	3503	1278	±	39
12739	27/06/2006	3552	1360	±	30
12772	27/06/2006	3518	1346	±	42
12822	27/06/2006	3500	1339	±	47
12975	27/06/2006	3391	1241	±	42
13096	27/06/2006	3486	1334	±	64
13252	27/06/2006	3632	1390	±	78
13592	27/06/2006	3900	1494	±	80
13614	27/06/2006	3549	1359	±	69
15061	27/06/2006	3554	1360	±	73
15083	27/06/2006	3789	1451	±	79
15252	27/06/2006	3424	1310	±	71
15677	27/06/2006	3702	1417	±	76
15693	27/06/2006	3776	1446	±	77
15696	27/06/2006	3793	1453	±	78
15698	27/06/2006	3741	1433	±	77
15700	27/06/2006	4014	1538	±	82

Tabella 4.2 Risultati delle letture dei rivelatori esposti a una sorgente di <sup>241</sup>Am per cinque minuti e sviluppati con i rivelatori del primo semestre della campagna Roma- Vt e con quelli degli interconfronti NRPB e INMRI.

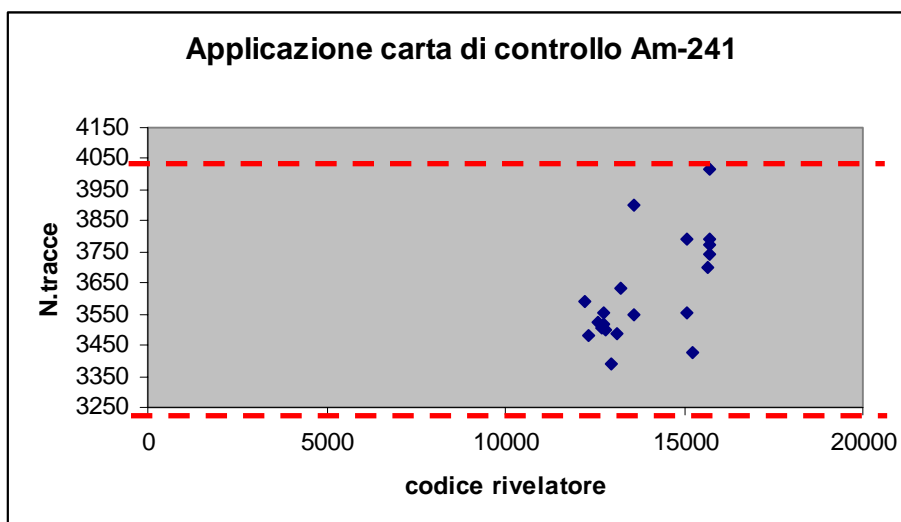


Fig. 16: Esempio dell'applicazione della carta di controllo per l'americio

### 4.3 Interconfronti internazionali

Gli interconfronti [23,26] sono essenziali per garantire che le misure eseguite in un laboratorio soddisfino i requisiti di *accuratezza* e *precisione*.

L'accuratezza è probabilmente l'indice principale della bontà di un risultato. Essa è valutabile quando il valore di riferimento, vero o accettato, è conosciuto.

L'accuratezza è espressa in termini percentuali come differenza tra valore di esposizione di riferimento ( $E_v$ ) e valore misurato ( $E_m$ ):

$$\Delta = \frac{E_v - E_m}{E_v} \quad 3)$$

Quando si eseguono misure a differenti livelli di esposizione, bisogna calcolare l'accuratezza per ciascuno di essi e quindi ricavare la media aritmetica dei  $\Delta$  di ciascuna esposizione.

La precisione è l'indice della riproducibilità di misure replicate. Anche essa è espressa in percentuale e viene chiamata coefficiente di variazione CV. In termini matematici esso è la deviazione standard relativa alla media di una serie di n esposizioni:

$$CV = \frac{\sqrt{\frac{n \sum E^2 - (\sum E)^2}{n(n-1)}}}{\frac{\sum E}{n}} \quad 4)$$

Se diversi gruppi di rivelatori sono esposti a differenti livelli di esposizione, prima si calcola la deviazione standard relativa per ciascun gruppo e quindi il valore medio dei coefficienti di variazione.

La scelta di una particolare tecnica deve considerare la possibilità di controllare e correggere tutte le possibili fonti di errore. La differenza dal valore di riferimento può essere corretta, in linea di principio, con un nuovo fattore di taratura. I risultati degli interconfronti possono essere impiegati per calcolare fattori di taratura riferibili a campioni primari.

### **Interconfronto NRPB**

L'istituto inglese 'National Radiological Protection Board' (NRPB) organizza ogni anno interconfronti internazionali di rivelatori passivi di radon. Esso gestisce una camera radon di 43 m<sup>3</sup> in cui il radon è continuamente rilasciato mediante una sorgente di radio 226. La concentrazione di radon può essere mantenuta costante tra 200 Bq m<sup>-3</sup> e 8000 Bq m<sup>-3</sup> (solitamente circa 2000 Bq m<sup>-3</sup>) ed è continuamente monitorata da una camera a ionizzazione ATMOS 12, calibrata ogni 6 mesi presso 'National Physical Laboratory', e, per ridondanza, da una camera a ionizzazione ALPHAGUARD.

In ogni interconfronto i laboratori partecipanti sono invitati a sottoporre serie di 4 gruppi di 10 rivelatori. Un gruppo è impiegato per determinare le esposizioni di transito, gli altri tre sono esposti nella camera radon. Le tre esposizioni sono alquanto differenti per effettuare un controllo sulla linearità del dispositivo. Una diversa strategia consisterebbe nell'avere due esposizioni prossime per una valutazione mirata anche alla precisione delle misure. I rivelatori esposti sono restituiti ai laboratori a cui viene chiesto di riferire i risultati delle analisi di ciascun rivelatore. Il valore medio

dell'esposizione di transito viene sottratto dalle misure di tutti gli altri rivelatori della serie prima di calcolare le medie ed i coefficienti di variazione delle esposizioni di ciascun gruppo di rivelatori esposto in camera radon. I laboratori non sono informati sui valori dell'esposizione in camera radon e sull'appartenenza dei rivelatori ai gruppi fino a che tutti i risultati sono pervenuti in NRPB. Successivamente il laboratorio inglese esegue le analisi sui risultati e comunica il responso: se  $\Delta$  e  $\sigma$  medi di una serie sono inferiori al 10%, allora il metodo di misura impiegato dal laboratorio partecipante è posto in classe A, invece se rimangono al di sotto del 15% allora si subentra in classe B, fino a classe E con valori che si discostano di più del 25% [23].

Prima dell'interconfronto presso NRPB nel 2004 a causa di un intervento di manutenzione e di cambiamenti del software di rivelazione delle si è reso necessario ricalcolare i un nuovo fattore di taratura. Si ritenne opportuno adottare un valore di  $F_T=0.577373$  [KBq m<sup>-3</sup> h/ tracce cm<sup>-2</sup>], diverso dal valore impostato nel file del TASIMAGE. Per la comunicazione ufficiale dei risultati al laboratorio inglese il foglio di calcolo con i dati di TASIMAGE è stato ampliato con le colonne riportanti il calcolo effettuato con il fattore di taratura deciso nell'ambito APAT.

Da parte del laboratorio APAT è stato pertanto creato un foglio EXCEL in cui sono implementati l'algoritmo di calcolo dell'esposizione con questo valore del fattore di taratura e l'algoritmo per il calcolo delle tracce di radon. Nel luglio 2005 è stato eseguito nuovamente l'interconfronto presso la camera radon di NRPB, utilizzando due serie di dosimetri. I rivelatori della prima serie sono risultati in classe B, mentre per quelli della seconda il laboratorio APAT si è trovato in classe A. Per entrambe le serie si è osservato che il fattore di taratura andrebbe rivisto al rialzo. In realtà i risultati della prima serie hanno mancato l'obiettivo della classe A di poco (0.6%). Si è pertanto deciso di non procedere al calcolo di un nuovo fattore di taratura, fino ai risultati degli interconfronti che si sono tenuti in questi ultimi mesi.

In tabella 4.3 sono riportati i risultati delle letture dei rivelatori utilizzati per la partecipazione all'interconfronto NRPB. Tali risultati saranno confrontati con i valori ufficiali definiti dall'NRPB. Per il momento si può affermare che il valore medio dei coefficienti di variazione risulta pari a 7% inferiore al valore del 10% richiesto per la classe A.

	<b>Valore TASL-NRPB</b>	<b>CV</b>
Transiti	<b>17 ± 9 kBq h m<sup>-3</sup></b>	
Valore medio esposizione bassa	<b>179 ± 21 kBq h m<sup>-3</sup></b>	<b>12%</b>
Valore medio esposizione media	<b>317 ± 21 kBq h m<sup>-3</sup></b>	<b>7%</b>
Valore medio esposizione alta	<b>1644 ± 50 kBq h m<sup>-3</sup></b>	<b>3%</b>

Tabella 4.3 Risultati ufficiali degli interconfronti NRPB, divisi per esposizione

## Conclusione

Nel presente lavoro è stata messa a punto una tecnica che permette di individuare in maniera semplice e veloce elementi di disturbo alla procedura di laboratorio nello sviluppo e nella lettura di rivelatori CR – 39.

E' stato sviluppato un sistema per il controllo dell'efficienza dell'attacco chimico del rivelatori CR-39, passo critico nello sviluppo dei rivelatori e soggetto a possibili fonti di errore. Il sistema consiste nel verificare il numero di tracce prodotte sui rivelatori a seguito di esposizione controllata ad una sorgente di americio 241. In tal modo si è giunti a stilare la carta di controllo per l'efficienza dell'attacco chimico, utile per un veloce confronto sia nelle misure di routine che nelle campagne di monitoraggio. Proprio in seguito all'inizio di una campagna di monitoraggio nelle province di Roma e Viterbo, che ha coinvolto un numero elevatissimo di rivelatori da analizzare, la carta di controllo è stata particolarmente utile.

Il monitoraggio è nato dall'esigenza di evidenziare aree eventualmente a rischio Radon. I valori delle concentrazioni di attività di radon nelle abitazioni non è ancora stato normato, ma si consiglia un valore al di sotto dei 400 Bq m<sup>-3</sup>.

Attraverso l'immissione di tre rivelatori, esposti ad <sup>241</sup>Am per cinque minuti, nel set di dosimetri da sviluppare, la efficienza dello sviluppo è stata valutata attraverso un semplice confronto con la carta di controllo.

A questo aspetto tecnico, si è aggiunta una parte pratica consistita nel seguire la messa a punto e l'attuazione dell'interconfronto organizzato dall'APAT presso l'NRPB.

Dopo l'analisi dell'accuratezza e della precisione sui valori delle misure di esposizione nelle camere radon di NRPB si procederà ad un'eventuale modifica, se necessario, del fattore di taratura nella lettura dei rivelatori.

## Bibliografia

- [1] ENCICLOPEDIA INTERNAZIONALE DI CHIMICA, EDIZIONI PEM
- [2] [http://www.galileo2001.it/Radiazioni ionizzanti: gli effetti, il rischio, l'informazione e le norme](http://www.galileo2001.it/Radiazioni_ionizzanti:_gli_effetti,_il_rischio,_l'informazione_e_le_norme)
- [3] G. MOSCHINI, G. PAVARIN, M. PELLICIONI, E. RIGHI, "Radiazioni ionizzanti", Servizio di radioprotezione, Marzo 2000
- [4] B.E.I.R. VI Report: "The Health Effects of Exposure to Indoor Radon" 1998
- [5] L. Tommasino, Radiotracers, Encyclopedia of Analytical Science, 4359-4368 (1995).
- [6] Decreto Legislativo 230/95, art. 2.
- [7] <http://www.Wikipedia.org/wiki/Radon>
- [8] Nero A. (1989) Earth, air, radon and home. Physics Today 42: 32-39
- [9] L. Tommasino, G. Furlan, H. A. Khan and M. Monnin, (1990), Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Science. Singapore, World Scientific
- [10] <http://www.enea.it>
- [11] C. Darby, E. Whitley, G. Howe "Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies" Cancer Institute 1997
- [12] J.H. Lubin, D. Boice. "Lung cancer risk from residential radon: metanalysis of eight epidemiologic studies". Cancer Institute 1999
- [13] Massimo Aranzulla, "Misure di Radon con la tecnica dei rivelatori CR-39. Progettazione ed applicazioni" (Tesi di Laurea, 2004-2005)
- [14] <http://www.geocities.com/qanto/>
- [15] S. A. DURRANI & R. ILIC: 'RADON MEASUREMENTS BY ETCHED DETECTORS' (J. Stephan Institute, Ljubljana 1996)
- [16] G. FURLAN & L. TOMMASINO: 'Proceedings of the Second Workshop on RADON MONITORING IN RADIOPROTECTION, ENVIRONMENTAL AND EARTH SCIENCES' (World Scientific, 1993)
- [17] Douglas G. Brookins "IL PROBLEMA DEL RADON NELLE ABITAZIONI" ed. C.E.L.I.
- [18] A.N. Nero, W.W. Nazaroff, Characterising the source of radon indoors, Rad. Prot. Dos. 7: 23-39 (1984).
- [19] Track analysis systems LTD, "TASLIMAGE MANUAL", (2003)
- [20] IO.RISLAB.09, "Determinazione della concentrazione di attività di Radon con rivelatori passivi di tracce nucleari CR39"

- [21] G.D. Hardcastle, C.B.Howarth, S.P.Naismith, R.A.Algar and J.C.H Miles. NRPB Etched-track Detectors for Area Monitorino of Radon. Chilton, NRPB-R283 (1996) (London, HMSO)
- [22] Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e di taratura: UNI CEI EN ISO/IEC 17025
- [23] C. B. Howard, “Results of the 2004 NRPB Intecompedison of passive Radon Detectors”, (NRPB, 2004)
- [24] Eugenio Terella, “Rivelatori di tracce nucleari a stato solido LR115 per la misura della concentrazione di radon in aria”, (Tesi di Laurea, 2004)
- [25] Silvia Camisasca: “Studio dei parametri chimico-fisici per la determinazione della concentrazione di Radon con rivelatori a stato solido di tracce nucleari di nitrato di cellulosa LR115”, (Tesi di Laurea, 2002)
- [26] Alberto Milocco, “Misure di concentrazione di attività di radon in aria con rivelatori passivi di tracce nucleari”, (Tesi di Stage, 2006)