

POLITECNICO DI TORINO

Corso di laurea magistrale in Ingegneria per l'ambiente e il territorio



Tesi di laurea magistrale

Stato dell'arte del problema radon nei materiali d'origine e negli involucri edilizi

Relatore:

Prof.ssa Marina Clerico

Corelatore:

Dott.ssa Federica Pognant

Candidato:

Alberto Cascavilla

A.A. 2018/ 2019

INDICE

PREMESSA	3
1 – INTRODUZIONE: LA RADIOATTIVITÀ	5
1.1 – BREVE STORIA DELLA RADIOATTIVITÀ	5
1.2 – STABILITÀ DELL’ATOMO E RADIOATTIVITÀ.....	5
1.3 – LA RADIOATTIVITÀ NATURALE E ARTIFICIALE	7
1.4 – GRANDEZZE DI MISURA	8
1.5 – EFFETTI BIOLOGICI DELLE RADIAZIONI.....	9
1.6 – LE CURVE DOSE-RISPOSTA	12
2 – IL PROBLEMA RADON E GLI EFFETTI SULLA SALUTE	14
2.1 - INTRODUZIONE.....	14
2.2 – GLI ISOTOPi DEL RADON E SCHEMI DI DECADIMENTO	15
2.3 – PROPRIETÀ CHIMICO-FISICHE DEL RADON.....	17
2.4 – EFFETTI SULLA SALUTE	18
3 – RIFERIMENTI NORMATIVI.....	25
3.1 – LA SITUAZIONE EUROPEA.....	25
3.2 – LA LEGISLAZIONE ITALIANA	29
4 – IL RADON NEI MATERIALI D’ORIGINE.....	34
4.1 – PRIME EVIDENZE DEL PROBLEMA RADON NELLE MINIERE	34
4.2 – RADON E CONTENUTO DI URANIO E RADIO NELLE ROCCE	36
4.3 – LA FORMAZIONE E IL TRASPORTO DI RADON NEL SUOLO.....	39
4.4 – RADON NELLE ACQUE DI FALDA	49
4.5 – SORGENTI MINORI DI RADON	52
4.6 – IL RISCHIO DOVUTO AL RADON IN MINIERE E TERME	53
4.7 – MISURE DI RIDUZIONE DEL RISCHIO NELLE MINIERE.....	55
5 – IL RADON INDOOR	57
5.1 – INTRODUZIONE	57
5.2 – MODALITÀ DI RISALITA DEL RADON DAL SUOLO ALL’INTERNO DEGLI EDIFICI	58
5.3 – INFLUENZE DELLE CARATTERISTICHE DEL SUOLO	60
5.4 – INFLUENZE DELLE CARATTERISTICHE DELL’EDIFICIO	65
5.5 – LA SITUAZIONE IN EUROPA	71
5.6 – LA SITUAZIONE IN ITALIA.....	72

5.7 – AZIONI E STRATEGIE DI INTERVENTO.....	75
5.8 – IL RISCHIO DOVUTO AL RADON PER LA POPOLAZIONE.....	79
6 – METODI DI MISURA DEL RADON.....	81
6.1 – GENERALITÀ.....	81
6.2 – METODI DI MISURA ISTANTANEI O IN CONTINUO	82
6.3 – METODI DI MISURA INTEGRATI.....	83
6.4 – METODI DI MISURA NEL SUOLO E NELL’ACQUA.....	85
7 – CASO STUDIO: MISURE DI PREVENZIONE INTRAPRESE IN UN’ABITAZIONE DI NUOVA COSTRUZIONE IN PUGLIA	86
7.1 - INTRODUZIONE.....	86
7.2 – INQUADRAMENTO GEOLOGICO	88
7.3 – MISURE DI PREVENZIONE INTRAPRESE	92
8 – CONCLUSIONI.....	96
ALLEGATI.....	98
A - CATENE DI DECADIMENTO U-238, Th-232, U-235	98
B - MISURAZIONI E RISULTATI DELL’INDAGINE NAZIONALE RADON	100
SITOGRAFIA	101
BIBLIOGRAFIA.....	104

PREMESSA

Il radon fu scoperto nel 1900 dal fisico tedesco Friedrich Ernst Dorn e fu chiamato inizialmente *emanazione di radio*. È un gas radioattivo, appare incolore e inodore e nella Tavola Periodica degli elementi è riportato nel gruppo dei gas nobili. Inoltre è la principale fonte di esposizione alla radioattività della popolazione umana.

Con il termine *radon* (simbolo chimico Rn, numero atomico 86) ci si riferisce, in generale, all'isotopo più stabile Rn-222, avente un tempo di dimezzamento pari a 3,823 giorni, che è generato dalla serie di decadimento dell'U-238. Tuttavia in natura sono presenti anche altri due isotopi. Il Rn-220, con tempo di dimezzamento di 55 secondi circa, è chiamato *thoron* ed è prodotto dalla serie di decadimento del Th-232, mentre il Rn-219, con tempo di dimezzamento di 4 secondi circa, è indicato come *actinon* ed è generato dalla serie di decadimento dell' U-235.

Nel 1988 il radon è stato classificato dall' Agenzia Internazionale di Ricerca sul Cancro (IARC) dell' Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) come agente cancerogeno di gruppo 1 (sostanze con sufficiente evidenza di cancerogenità per l'uomo). Infatti, l'esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento è ritenuta la seconda causa di tumore ai polmoni, dopo il fumo.

A livello europeo, il problema radon è stato trattato già a partire dalla Raccomandazione 90/143/Euratom e dalla Direttiva 96/29/Euratom, relativamente agli ambienti residenziali e lavorativi. In Italia la normativa di riferimento è il Decreto Legislativo n.241 del 26/05/2000, il cui campo di applicazione riguarda però solo gli ambienti di lavoro, fissando un valore limite della concentrazione media annuale pari a 500 Bq/m³, mentre manca del tutto una normativa che disciplini il problema nelle abitazioni civili.

Inoltre, l'unica campagna di misura dell'esposizione al radon su tutto il territorio nazionale è stata quella condotta fra il 1989 e il 1998 dall'APAT, dall'Istituto Superiore della Sanità e dalle ARPA regionali ed ha permesso di ricavare una concentrazione media annuale di radon pari a 70 Bq/m³.

A livello normativo, si deve ancora citare il Decreto Legislativo n.28 del 15/02/2016, che recepisce la Direttiva 2013/51/Euratom e che stabilisce i requisiti minimi per la tutela della salute della popolazione riguardo alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano.

Un'altra importante direttiva europea è la Direttiva 59/2013/Euratom, che detta nuove disposizioni per la salvaguardia della popolazione alle radiazioni ionizzanti, ma che non è ancora stata recepita dalla nostra legislazione nazionale.

Le problematiche connesse al gas radon sono quindi di notevole interesse e sono stati condotti numerosi studi per individuare le aree a maggior rischio, per definire metodi di misura e per elaborare soluzioni, procedure di mitigazione e di prevenzione. Tuttavia, molto spesso tali studi non tengono conto dei diversi fattori che influenzano le concentrazioni di radon, come ad esempio la struttura del sottosuolo o la litologia, che sono molto importanti per quanto riguarda l'ingresso del radon negli edifici, o al contrario utilizzano carte che si basano solo sulle caratteristiche litologiche ma che non consentono di prevedere con esattezza i valori delle concentrazioni indoor, oppure si basano su approcci e criteri differenti che non consentono confronti. Anche a livello normativo vi sono numerose contraddizioni, ad esempio si è obbligati ad effettuare misure di radon in luoghi di lavoro ma non in ambienti domestici, dove magari si passa più tempo, né si ha sempre una sufficiente conoscenza del problema, in modo da poter decidere quali misure intraprendere.

Sulla base di tali premesse, lo scopo della tesi è quello di analizzare le conoscenze del rischio dovuto al radon, le leggi e le indagini effettuate sino ad oggi in Italia e in Europa e di mettere in mostra eventuali lacune normative o procedurali.

1 – INTRODUZIONE: LA RADIOATTIVITÀ

1.1 – BREVE STORIA DELLA RADIOATTIVITÀ

Con il termine *radioattività* si intende la proprietà di alcuni nuclei atomici di “disintegrarsi spontaneamente, emettendo radiazioni particolarmente intense e trasformandosi in nuclei di elementi più leggeri” (Enciclopedia Scientifica Tecnica Garzanti, 1969).

Il fenomeno della radioattività fu scoperto da Becquerel nel 1896. Successivamente, venne studiato dai coniugi Curie, che nel 1898 isolano gli elementi radioattivi radio e polonio, e poi da Rutherford e Soddy. In particolare, fu Marie Curie a proporre il termine *radioattività* per indicare appunto la capacità dell’uranio di emettere radiazioni. Infatti, dopo la scoperta di Becquerel, che notò che l’uranio emette spontaneamente radiazioni, Marie Curie, all’epoca una sua studentessa, coniò tale termine.

Successivamente, proseguendo gli studi su tale fenomeno, Marie e Pierre Curie analizzarono diversi campioni di pechblenda. Questo minerale è una delle fonti principali di uranio e viene chiamato pechblenda se in forma colloidale e uraninite se si presenta in altre forme. Nell’analizzare tali campioni, i coniugi Curie rilevarono che alcuni di questi erano più radioattivi di quanto lo sarebbero stati se costituiti da solo uranio, dunque arrivarono alla conclusione che fossero presenti anche altri elementi, più radioattivi. Esaminando tonnellate di pechblenda, arrivarono prima ad isolare piccole quantità di polonio e da studi successivi riuscirono infine a scoprire il radio.

Oltre a questi, vi sono altri studi molto importanti che meritano di essere citati e che portarono a comprendere meglio la struttura dell’atomo e la capacità di alcuni elementi di emettere radiazioni. Nel 1895, Roentgen scopre la radiazione elettromagnetica nell’intervallo di frequenza che è oggi noto come raggi X e, due anni dopo, Thomson identifica l’elettrone come una particella subatomica di carica negativa, responsabile dell’elettricità. Infine, i lavori di Rutherford (1911) e di Bohr (1913) sulla struttura atomica portarono a capire che un atomo elettricamente neutro presenta una concentrazione di carica positiva al centro, detta nucleo, in cui sono presenti protoni e neutroni. Tale nucleo è circondato da elettroni, di carica negativa, che gli orbitano intorno secondo orbite predefinite in dipendenza del livello energetico.

1.2 – STABILITÀ DELL’ATOMO E RADIOATTIVITÀ

Nel nucleo di un atomo sono presenti protoni e neutroni. Poiché i protoni sono tutti carichi positivamente, tendono a respingersi a causa della forza di Coulomb, che è repulsiva nel caso le cariche abbiano segno uguale. Tuttavia, l’esistenza di nuclei atomici in cui sono presenti più protoni

è possibile a causa della presenza della forza nucleare forte, di maggiore intensità, che si oppone alle forze repulsive. La forza nucleare forte fu ipotizzata per la prima volta da Ettore Majorana.

In ogni caso, quando le forze all'interno del nucleo non sono perfettamente bilanciate, il nucleo è instabile e tende spontaneamente ad emettere energia sotto forma di radiazioni fino a raggiungere uno stato stabile. In pratica, l'instabilità di un isotopo determina una spontanea trasformazione, detta *decadimento radioattivo*, in un altro isotopo, che può essere a sua volta radioattivo o stabile. Nel primo caso, si ha allora un ulteriore decadimento, con la formazione di un altro elemento: il processo continua attraverso delle *serie di decadimento*, fino a raggiungere sempre una condizione di stabilità. La maggior parte degli isotopi teoricamente possibili è instabile.

I nuclei atomici instabili, detti radionuclidi, decadono allora in nuclei di energia inferiore, emettendo radiazioni che possono essere di tre tipi differenti: α , β e γ .

Nel decadimento α si verifica l'emissione di raggi α , ossia particelle formate da due protoni e due neutroni, quindi nuclei di elio, osservati da Rutherford nel 1899.

Nel decadimento β si ha l'emissione di raggi β , scoperti da Becquerel nel 1896, che sono particelle dotate di alta energia, come elettroni (decadimento β^-) o positroni (decadimento β^+).

Nel decadimento γ si verifica invece l'emissione di raggi γ , osservati da Villard nel 1900, che sono elettricamente neutri, con lunghezza d'onda basse, dell'ordine di 10^{-10} cm. La radiazione γ è composta da fotoni.

Considerando un nucleo radioattivo, non è possibile prevedere con precisione quando avverrà il decadimento. Tuttavia, si può prevedere con precisione il *tempo di dimezzamento*, cioè il tempo entro il quale, in media, decade un numero di atomi di un elemento pari alla metà del campione. Infatti, fissato un campione di un determinato isotopo radioattivo, il numero di decadimenti che avviene in un certo intervallo di tempo dt si può considerare proporzionale al numero di atomi presenti N , secondo una costante λ detta *costante di decadimento*. La legge fondamentale della radioattività può quindi essere espressa mediante un'equazione differenziale del tipo:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N$$

che, integrata, fornisce la soluzione:

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

dove N_0 rappresenta il numero iniziale di atomi radioattivi presenti, mentre N il numero di atomi non ancora disintegrati all'istante t . Tale legge esprime un decadimento esponenziale che ha carattere statistico, ossia è una soluzione che fornisce previsioni tanto più esatte all'aumentare del

campione considerato. La costante λ fornisce la probabilità che un atomo decada entro il primo secondo, a partire dall'istante iniziale e , nota tale costante, si ricava il tempo di dimezzamento dalla relazione:

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

1.3 – LA RADIOATTIVITÀ NATURALE E ARTIFICIALE

La radioattività naturale costituisce, in generale, il maggior contributo alla dose di radiazioni ricevuta dalla popolazione mondiale. Infatti, questa contribuisce in media per l'86%, come mostrato in Figura 1.1, pur essendoci variabilità locali, che dipendono principalmente dalla composizione del suolo (Penzo, 2006). Invece, la radioattività artificiale, è dovuta principalmente all'attività sanitaria e costituisce il 14% della dose radioattiva ricevuta dalla popolazione mondiale.

La maggior parte della radioattività naturale è dovuta ad una componente di origine terrestre. Si parla di *radionuclidi primordiali*, che sono presenti fin dalla formazione della Terra e che danno origine a tre catene di decadimento, quella dell'Uranio, il cui capostipite è U-238, quella dell'Attinio, il cui capostipite è U-235, e quella del Torio, con capostipite Th-232. In ognuna di queste catene di decadimento si generano degli isotopi del radon. Oltre a questi, è presente anche il potassio K-40, che decade in Ar-40 o in Ca-40, entrambi stabili. A partire dunque da tali radionuclidi primordiali, seguendo le rispettive catene di decadimento, si generano una serie di elementi radioattivi, che nella loro totalità costituiscono appunto il contributo di origine terrestre alla radioattività naturale, fino a giungere alla condizione di stabilità. I radionuclidi naturali di origine terrestre sono presenti in tutte le matrici ambientali, anche se in quantità diverse, in relazione alla geologia delle diverse aree.

Contribuiscono poi alla radioattività naturale anche i raggi cosmici, che sono nuclei ad altissima energia che provengono dallo spazio. Infine, un ulteriore apporto, anche se trascurabile, alla radioattività naturale è dato dai radionuclidi cosmogenici, generati dalle reazioni nucleari dei raggi cosmici con i nuclei presenti nell'atmosfera.

L'uranio e il torio sono gli elementi radioattivi più abbondanti sulla crosta terrestre, a causa del loro tempo di dimezzamento molto lungo.

La radioattività artificiale, invece, è dovuta all'utilizzo dell'energia nucleare in campo industriale, medico o energetico. Il contributo maggiore alla dose media ricevuta da ogni individuo è dato dall'attività sanitaria, mentre altri contributi possono essere trascurati, come ad esempio quelli dovuti ai test nucleari o all'incidente di Chernobyl.

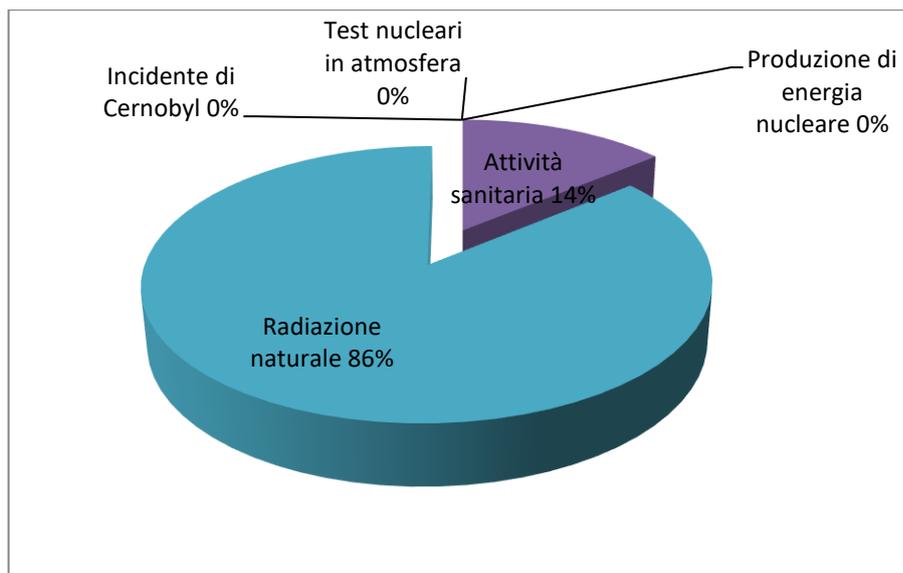


Figura 1.1 - Componenti della radioattività naturale e artificiale (Fonte: ENEA)

1.4 – GRANDEZZE DI MISURA

Per poter discutere degli effetti biologici delle radiazioni è necessario introdurre delle grandezze e delle unità di misura specifiche. La *dose assorbita* D si può definire come la quantità di energia assorbita ΔE per unità di massa del mezzo irradiato Δm :

$$D = \frac{\Delta E}{\Delta m}$$

L'unità di misura nel SI è il Gray (Gy), dove $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$ (Murray e Holbert, 2015). In pratica, ad un'esposizione di un gray corrisponde una radiazione che deposita nei tessuti e negli organi un joule per chilogrammo di materia.

Tuttavia, l'effetto biologico dipende anche dal tipo di radiazione. Allora, la *dose equivalente* $H_{T,R}$ tiene conto di tali differenze dovute alla tipologie di radiazioni, moltiplicando la dose assorbita $D_{T,R}$, riferita al tessuto T e dovuta alla radiazione R , per un fattore di peso w_R :

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

La dose equivalente $H_{T,R}$ si misura in Sievert (Sv). Questa permette di misurare gli effetti e i danni causati dalla radiazione su un organismo e ha le stesse dimensioni della dose assorbita, ovvero energia per unità di massa. Nel Sistema Internazionale si ha $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$ (Direttiva 96/29/Euratom), pertanto, nonostante il coefficiente w_R è adimensionale, si utilizzano due diverse unità di misura per la dose assorbita e la dose equivalente, per distinguerle fra loro. Come detto, il fattore di peso w_R varia al variare del tipo di radiazione e può assumere valori molto diversi.

Quando si fa riferimento a un campo di radiazioni diverse per tipi e per energie, la dose equivalente totale riferita allo specifico tessuto T risulta essere, come indicato dalla Direttiva 96/29/Euratom:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Si deve poi tener conto della diversa radiosensibilità di organi e tessuti. In tal caso, la *dose efficace* E rappresenta la somma pesata delle dosi equivalenti riferite ai vari organi e tessuti. Utilizzando dei pesi w_T che tengono conto della radiosensibilità, la relazione matematica che lega la dose efficace alla dose equivalente si esprime come:

$$E = \sum_T w_T H_T$$

Anche la dose efficace si misura in Sievert. I pesi w_T sono fattori di peso per l'organo o il tessuto T e sono oggetto di costante revisione, in quanto possono variare in base alle conoscenze mediche e ai progressi scientifici. I valori che bisogna considerare di tali fattori di peso w_R per la radiazione e w_T per l'organo o il tessuto sono definiti dalle normative, ad esempio sono riportati all'Allegato I della Direttiva 59/2013/Euratom, non ancora recepita in Italia, e all'Allegato II della Direttiva 96/29/Euratom, recepita dal D.Lgs. 241/2000.

Nel caso di inalazione o ingestione di radionuclidi, l'irradiazione continua fino a quando il radionuclide rimane nel corpo, ossia fino a quando non viene eliminato del tutto per via biologica o non si ha il completo decadimento. In tal caso, si dovrà far riferimento anche alla *dose efficace impegnata*, che è la dose efficace prodotta per irradiazione interne, integrata su 50 anni a partire dal momento dell'introduzione del radionuclide. Si misura anch'essa in Sievert (INFN – Istituto Nazionale di Fisica Nucleare).

Inoltre, molto importante è anche l'*attività*, ossia il numero di trasformazioni nucleari di un radionuclide nell'unità di tempo, la cui unità di misura è invece il Becquerel (Bq). Si ha che $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$, ossia un'attività pari a un Becquerel corrisponde a un decadimento al secondo.

1.5 – EFFETTI BIOLOGICI DELLE RADIAZIONI

Tutte le specie viventi sono esposte a una certa quantità di radiazioni naturali: basti pensare alla luce del Sole o quella dovuta ai materiali costituenti la Terra. Chiaramente, vi sono variazioni locali, dovute alla geologia del suolo o all'altitudine. Tuttavia si devono considerare anche gli effetti dannosi, a livello biologico, della radiazione naturale.

Come è noto, tutti gli esseri viventi sono composti da cellule. Da un punto di vista biologico, i principali effetti sono dovuti al fatto che le radiazioni ionizzanti incidenti, dotate di una tale quantità di energia da poter ionizzare gli atomi o le molecole, possono trasferire energia agli atomi o alle molecole cellulari, alterando così la normale funzione delle cellule e, quindi, dell'intero sistema. Ciò può comportare danni a livello *somatico*, che vanno da un temporaneo arrossamento della pelle quando la superficie del corpo è irradiata fino allo sviluppo di tumori o leucemie su un individuo esposto. Altri danni che possono verificarsi sono *genetici*, con mutazioni che possono avvenire nei geni, oppure *teratogeni*, che riguardano cioè lo sviluppo del feto o dell'embrione e che possono provocare gravi malformazioni come microcefalia o ritardo mentale quando la madre è esposta a radiazioni durante la gravidanza.

Un'altra classificazione degli effetti delle radiazioni ionizzanti sull'uomo si basa poi sul tempo di insorgenza dei danni, misurato a partire dall'esposizione. In tal caso si distinguono effetti di tipo *immediato*, per i quali è possibile definire una relazione dose-effetto e una soglia al di sopra della quale si manifesta tale effetto, oppure effetti *ritardati*, che sono invece legati ad esposizioni a dosi inferiori alla soglia richiesta per effetti immediati. Per gli effetti ritardati, in generale, non si può definire una soglia di esposizione e, in seguito ad un'esposizione, si ha un aumento della probabilità che si verifichi un danno, che però può manifestarsi anche molto tempo dopo il verificarsi dell'esposizione. Nel caso dell'inalazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento il rischio è appunto connesso con lo sviluppo di danni di tipo ritardato, dato che può verificarsi l'insorgenza di tumore ai polmoni (Zucchetti e Bonavigo, 2005).

A tal proposito, il termine *radiation sickness* è generalmente applicato per definire gli effetti immediati dell'esposizione a grandi quantità di radiazioni.

Gli effetti biologici dipendono, in generale, da diversi fattori, come la sensibilità alla radiazione degli organi e dei tessuti coinvolti, la dose assorbita, il tipo di radiazione e la sua energia, ma anche il tipo di esposizione. Infatti, la radioattività naturale può provocare sia esposizione interna che esterna: la prima si verifica in seguito all'ingestione o all'inalazione di isotopi radioattivi, mentre la seconda è dovuta principalmente alla radiazione cosmica e alla radiazione terrestre.

In Italia, è riconducibile all'irraggiamento esterno una dose media annua di circa 1 mSv/anno, mentre la componente dovuta all'irraggiamento interno risulta pari a 1.4 mSv/anno. Pertanto, la dose efficace media dovuta complessivamente alla radiazione naturale risulta pari a 2.4 mSv/anno. Al radon e ai suoi prodotti di decadimento è dovuta una dose media annua pari a 1.2 mSv/anno, che contribuisce al 50% dell'irraggiamento totale e il 76% di quello interno. Tali dati sono riassunti in Tabella 1.1.

Tabella 1.1 - Contributo delle diverse fonti all'irraggiamento totale dovuto alla radioattività naturale (Fonte:INFN)

	Dose media annua	Incidenza sul totale (%)
Irraggiamento esterno	1 mSv/anno	41,67
Irraggiamento interno	1.4 mSv/anno	58,33
Radon e prodotti di decadimento (inalazione)	1.2 mSv/anno	50,00
K-40 e radioisotopi delle catene di uranio e torio (ingestione)	0.2 mSv/anno	8,33
Irraggiamento totale	2.4 mSv/anno	

A livello generale, quindi, se una sostanza radioattiva entra nel corpo si avrà un'esposizione di organi e tessuti, che può comportare danni molto gravi. A questo proposito, si deve però dire che il corpo espellerà parte della sostanza assorbita per inalazione e ingestione e si deve introdurre il *tasso di eliminazione biologica*. Infatti, detto N il numero degli atomi radioattivi presenti nel corpo, se si indica con λN il tasso di decadimento radioattivo, come già visto, e con $\lambda_B N$ il tasso di eliminazione biologica, il tasso totale di eliminazione $\lambda_T N$ del radionuclide nel corpo è dato dalla loro somma:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda_T N = -\lambda_B N - \lambda N$$

quindi la costante di decadimento effettiva sarà data dalla somma $\lambda_T = \lambda_B + \lambda$. Pertanto, la frazione di radionuclide che viene espulsa dal corpo prima che avvenga il decadimento sarà data da λ_B/λ_T , quella che permane nel corpo e subisce decadimento sarà pari a λ/λ_T (Murray e Holbert, 2015).

Infine, per quanto riguarda la sensibilità dei diversi organi e tessuti, bisogna considerare innanzitutto il midollo osseo e il sangue: a causa dell'esposizione alle radiazioni esterne si ha prima di tutto la diminuzione di globuli bianchi, seguita poi da quelle delle piastrine e dei globuli rossi. Anche la pelle può essere notevolmente danneggiata dalle radiazioni, con la successiva insorgenza di cancro, così come gli organi genitali, che possono subire danni somatici e genetici. I polmoni possono poi essere colpiti direttamente da particelle radioattive. La principale fonte di radioattività in questo caso è appunto il radon, che viene inspirato e introdotto nel corpo e i suoi prodotti di decadimento si depositano sulle superfici polmonari.

La maggior parte degli studi relativi agli effetti delle radiazioni si riferiscono ad esperimenti eseguiti su animali, a partire dai primi studi sugli effetti genetici effettuati su mosche da frutta. Molti esperimenti sui mammiferi avvengono sui topi, che forniscono grandi quantità di dati rapidamente. La maggior parte delle informazioni relative agli effetti somatici sull'uomo derivano da incidenti, perché non sono accettabili studi sull'essere umano, ad esempio vi sono dati

disponibili sull'incidenza di malattie in medici che adoperavano raggi X, ma la principale fonte di informazioni è ancora oggi lo studio sulle vittime delle bombe atomiche in Giappone nel 1945.

1.6 – LE CURVE DOSE-RISPOSTA

Per quel che riguarda l'incidenza della mortalità in funzione della dose, si possono tracciare delle curve dose-risposta simili a quelle in Figura 1.2. Tuttavia, si deve considerare che i dati disponibili sono riferiti solo a dosaggi elevati e per dosi inferiori a 10 rad, dove il rad è una vecchia unità di misura pari a 10^{-2} Gy (Murray e Holbert, 2015), non ci sono indicazioni statistiche. Pertanto, l'andamento del grafico a dosi basse non è noto e si possono disegnare diverse curve. Una curva può ad esempio essere tracciata sulla base di un modello di interpolazione quadratico-lineare, mentre un'altra comporta una soglia (threshold) al di sotto della quale non vi è alcun effetto. A scopo cautelativo, poi, alcune organizzazioni come NRC (U.S. Nuclear Regulatory Commission) utilizzano un modello lineare LNT (Linear No Threshold) dove non è presente una soglia, e che si basa sull'assunzione che ad una dose nulla corrisponda un'incidenza nulla della mortalità, ma poi che questa cresca al crescere della dose. Infine, vi sono modelli che possono essere basati sull'effetto *ormési*, secondo cui una piccola dose può essere benefica per la salute, quindi la curva inizialmente scende sotto l'asse orizzontale, per poi crescere. Quello di definire una relazione dose-risposta per quanto riguarda la radioattività è un problema ancora aperto, su cui si continuano ad effettuare diverse ricerche. Infatti, vi sono diverse implicazioni, anche economiche, che sono correlate all'adozione di un modello: ad esempio, è chiaro che una relazione del tipo LNT comporta norme molto più stringenti relative ad esempio all'esposizione dei lavoratori o alla bonifica di un sito contaminato rispetto a un modello che prevede una soglia o, addirittura, ad uno che si basa sull'*ormési*. Si tenga presente, però, che gli ultimi studi ritengono sia improbabile la presenza di una soglia nella relazione dose-risposta e inoltre rigettano le ipotesi che sostengono il fenomeno dell'*ormési*.

Inoltre, si deve considerare che gli effetti delle radiazioni sono diversi, a seconda del fatto che ci si riferisca ad esposizioni acute o croniche. L'esposizione acuta avviene nel caso in cui si fa riferimento a un alto dosaggio ed a un breve tempo di esposizione, mentre un'esposizione cronica si ha quando si è sottoposti a lungo termine a un basso dosaggio. Ci sono diversi studi che suggeriscono che l'effetto biologico è maggiore nel caso in cui una determinata dose entri a contatto con l'organismo in un tempo molto breve rispetto al caso in cui questa venga somministrata in tempi lunghi, presumibilmente a causa dalla capacità dell'organismo di adattarsi alla radiazione o di porre rimedio ad alcuni danni (Murray e Holbert, 2015). Tuttavia, anche se il rischio per dosi molto basse è piccolo e non ci sono evidenze circa danni permanenti, si presume anche per valori molto

bassi che non esista una dose soglia, ossia un limite al di sotto del quale il danno non si verifica. Pertanto, il modello LNT viene utilizzato nonostante la sua applicazione possa essere troppo cautelativa. In tal caso, non si può stabilire un limite accettabile di esposizione, al di sotto del quale non ci sia rischio per l'uomo, ma è altrettanto evidente che in molti casi non si può fissare un valore nullo di esposizione, sia per la necessità di utilizzare le radiazioni a scopi medici, sia per l'impossibilità di eliminare totalmente le fonti naturali radioattive, sia per i benefici derivanti dall'uso di dispositivi che possono emettere radiazioni come sottoprodotti. Allora, sorge la necessità di fissare limiti normativi, che regolamentino l'esposizione, fissando una dose massima.

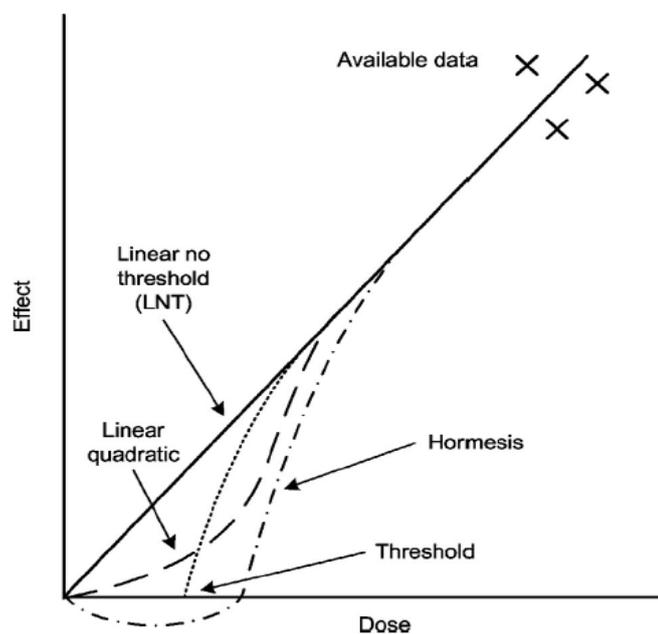


Figura 1.2 - Diverse curve dose-risposta (Fonte: Murray e Holbert, 2015)

2 – IL PROBLEMA RADON E GLI EFFETTI SULLA SALUTE

2.1 - INTRODUZIONE

È noto da tempo il pericolo connesso con la respirazione dell'aria all'interno di alcune miniere. Già Lucrezio (90 a.C. – 50 a.C.), nel *De Rerum Natura*, scriveva così:

*"Quidve mali fit ut exalent aurata metalla!
Quas hominum reddunt facies qualisque colores!
Nonne vides audisve perire in tempore parvo
quam soleant et quam vitae copia desit,
quos opere in tali cohibet vis magna necessis?
Hos igitur tellus omnis exaestuat aestus
expiratque foras in apertum promptaque caeli"*

*"E quali miasmi talora esalano le miniere d'oro!
Come riducono le facce e gli uomini e pure i colori!
Non vedi o non senti dire come sono soliti morire
in breve tempo e come manchino di forza vitale quelli
che la grande forza della necessità costringe a tale fatica?
La terra dunque sprigiona tutte queste esalazioni
e le emana fuori all'aperto e nei liberi spazi del cielo"*

Tito Lucrezio Caro, *De Rerum Natura*, Libro VI

La mortalità fra i minatori, infatti, è sempre stata storicamente più alta rispetto al resto della popolazione e ciò in parte è dovuto al gas radon. Inoltre si deve pensare che, nel passato, non si conosceva ancora il problema e le conseguenti implicazioni per la salute. Anche a livello di sicurezza non c'erano normative da rispettare e in molti casi non era neanche tecnicamente possibile assicurare un'adeguata ventilazione nelle miniere, quindi in alcune di queste la concentrazione di gas radon raggiungeva livelli molto alti. Invece, oggi è noto che il radon e i suoi prodotti di decadimento vengono respirati con l'aria e in questo modo le particelle radioattive si depositano sulle superfici polmonari. Negli ultimi anni, si è poi discusso molto del gas radon. A partire infatti dal secondo dopoguerra, l'aumento delle attività estrattive di uranio ha permesso di rilevare una correlazione fra l'insorgenza di tumori e l'esposizione al radon fra i minatori e solo dopo l'attenzione si è spostata anche sul rischio dovuto al radon indoor per la popolazione.

Pur essendo noto da tempo, in quanto nel 1913 si sospettava già lo sviluppo di carcinoma bronchiale dovuto all'emanazione di radio (Schuttman, 1995), il problema connesso al radon è ben lontano da essere risolto definitivamente e riguarda non solo luoghi di lavoro, ma anche normali ambienti di vita. Ad esempio, recentemente si è scoperto che un gran numero di case negli USA hanno una concentrazione di radon indoor anche superiore a 20 pCi/L, in contrasto con una media nazionale di circa 1,5 pCi/L e ben al di sopra dei limiti stabiliti dall'EPA di 4 pCi/L, dove pCi sta per *picocurie* (il curie, indicato con Ci, è un'unità di misura dell'attività di un radionuclide, e si ha 1 Bq = 27 pCi). A concentrazioni molto alte di tale gas possono, inoltre, essere attribuiti un gran numero di decessi per tumore ai polmoni, forse anche pari a circa 20000 l'anno solo negli USA (Murray e Holbert, 2015). Allora, data l'importanza del problema, è necessario introdurre alcuni

concetti necessari alla comprensione del comportamento del gas radon, delle sue caratteristiche chimico-fisiche e dei rischi per la salute connessi ad esposizioni a tale gas.

2.2 – GLI ISOTOPI DEL RADON E SCHEMI DI DECADIMENTO

Come detto precedentemente, a causa del decadimento radioattivo delle tre serie di radionuclidi primordiali U-238, Th-232 e U-235 si originano i tre isotopi del radon presenti in natura. Tuttavia, quando si parla di radon, ci si riferisce principalmente all'isotopo Rn-222. Questo è dovuto al fatto che il Rn-222 è molto più longevo degli altri isotopi, in quanto ha un tempo di dimezzamento pari a 3,82 giorni, che è molto maggiore di quello del Rn-220, pari a 55 secondi, e a quello del Rn-119, pari a 4 secondi circa. Per tale motivo, il Rn-222 può essere rilasciato dai suoli e dalle rocce e raggiungere l'atmosfera, infatti è l'isotopo del radon che più contribuisce alla radioattività naturale. Invece, per quanto riguarda gli altri isotopi, il Rn-220 ha un tempo di dimezzamento molto inferiore e questo fa sì che decada prima di raggiungere l'atmosfera, anche se il Th-232 è più abbondante dell'U-238. Infine, il contributo del Rn-119 può essere trascurato, sia a causa del breve tempo di dimezzamento, ma anche a causa della scarsa abbondanza isotopica del suo progenitore (Rossetti, 2008).

La serie di decadimento che ha come progenitore l'isotopo primordiale U-238 è presente in tutti i materiali terrestri (Harley, 2012) e genera una catena di radionuclidi, che decadono per decadimento α , β , γ , incluso il gas radon, fino a giungere al Pb-206, che è stabile. In tale serie il radon è generato direttamente a causa del decadimento α del radio Ra-226, secondo la reazione ${}^{226}_{88}\text{Ra} \rightarrow {}^{222}_{86}\text{Rn} + \alpha$. Il radon produce poi a sua volta isotopi radioattivi, come Po-218, Bi-214, Pb-214. In Figura 2.1 è riportato lo schema di decadimento dell'U-238, che da origine al radon.

Invece, la catena di decadimento che ha come progenitore il Th-232 genera una serie di radionuclidi, fra cui il Rn-220, che viene originato dal Ra-224, e termina con il Pb-208. Tale catena di decadimento è riportata in Figura 2.2.

Infine, un altro precursore del radon è l'U-235, che decade secondo lo schema rappresentato in Figura 2.3. In questo caso l'attinone o Rn-119 proviene dal decadimento α del radio Ra-223. Tuttavia, da quanto detto precedentemente, si nota che il problema principale è dovuto al radon propriamente detto (Rn-222), e, in pochi casi, al thoron (Rn-220). Le caratteristiche dei radionuclidi appartenenti alle tre serie di decadimento sono riportate negli Allegati.

I componenti delle tre serie di decadimento radioattivo sono presenti nei minerali e nei materiali da costruzione. Le quantità degli isotopi di radon che si rinvencono nell'ambiente dipendono dunque principalmente dalle concentrazioni di U-238, Th-232 e U-235.

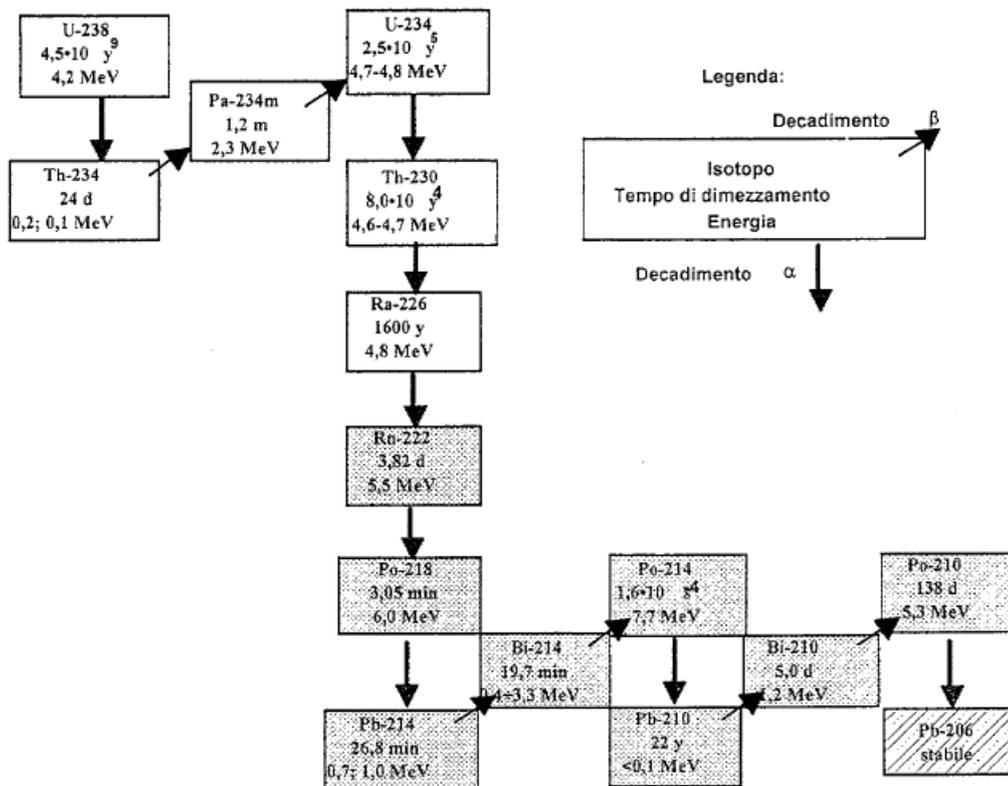


Figura 2.1 - Schema di decadimento dell'U-238 (Fonte: Penzo, 2006)

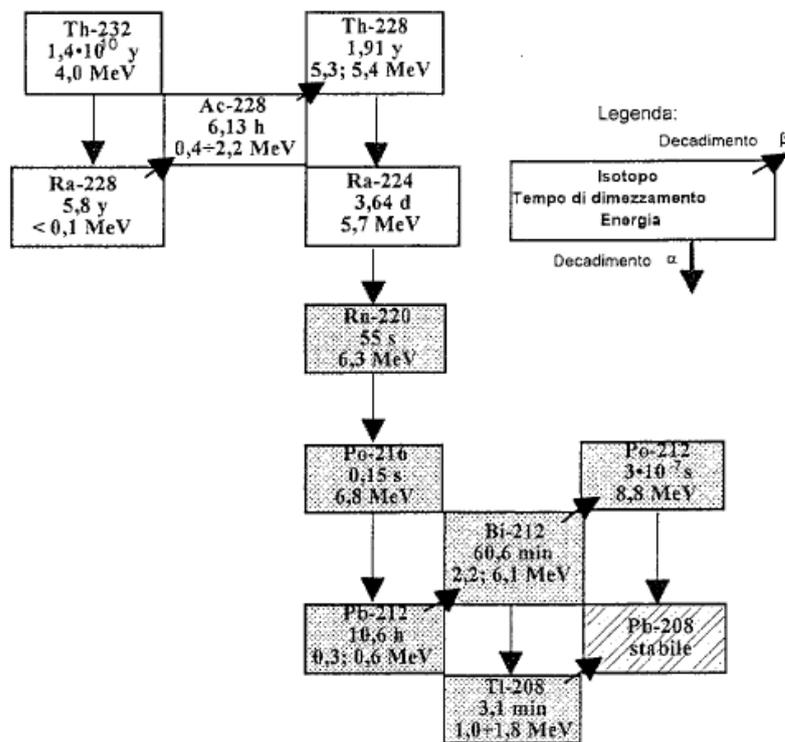


Figura 2.2 - Schema di decadimento del Th-232 (Fonte: Penzo, 2006)

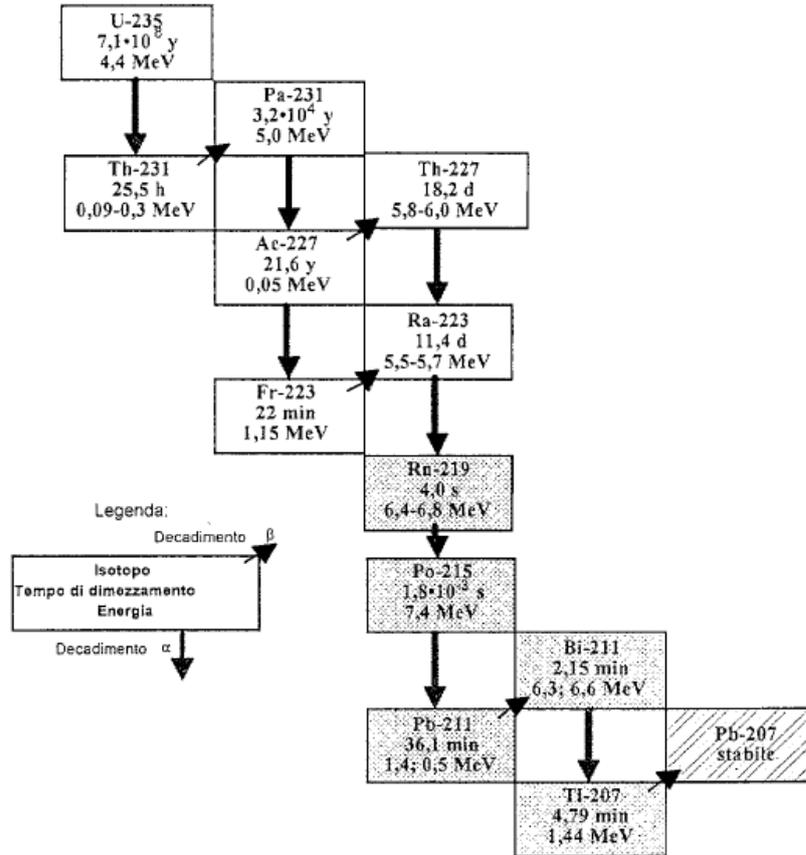


Figura 2.3 - Schema di decadimento dell'U-235 (Fonte: Penzo, 2006)

2.3 – PROPRIETÀ CHIMICO-FISICHE DEL RADON

Il radon è il gas nobile più pesante, con una densità pari a circa 8 volte quella dell'aria ed è l'unico elemento della catena di decadimento dell'U-238 che a temperatura ambiente si presenta allo stato gassoso. A causa della sua densità, negli ambienti chiusi ha la tendenza a disporsi in basso. Inoltre, è un gas solubile in acqua, quindi questa può rappresentare un importante mezzo di trasporto per il radon, ma a temperatura ambiente tende a distribuirsi preferibilmente in aria che in acqua. Tuttavia è molto solubile in liquidi organici. Ciò significa che, a temperatura ambiente, considerando un sistema multifasico in equilibrio, le concentrazioni di radon risultano più elevate in liquidi organici, minori in aria e ancora più basse in acqua. In tal caso, il radon può essere separato facilmente dall'acqua, ad esempio facendo gorgogliare dell'aria o estraendolo con liquidi organici (Zucchetti e Bonavigo, 2005).

Poiché all'aumentare della temperatura aumenta la concentrazione in fase gassosa e diminuisce la concentrazione in fase liquida, si può usare anche il riscaldamento per estrarre radon dall'acqua. Inoltre viene adsorbito su carbone attivo e gel di silice. In tal caso il processo è più efficace a basse

temperature, mentre il processo di desorbimento viene favorito ad alte temperature. È anche il gas nobile con il più alto punto di fusione ed ebollizione.

Le proprietà chimico-fisiche del Radon sono riassunte in Tabella 2.1.

Tabella 2.1 - Proprietà chimico - fisiche del radon (Fonte: Tommasino, 1998)

Numero atomico Z	86
Temperatura di ebollizione a pressione normale (°C)	-61,8
Temperatura di fusione a pressione normale (°C)	-71
Densità a temperatura e pressione normali (kg/m ³)	9,96
Coefficiente di solubilità (in mL/mL) in acqua alla pressione di 1 atm e alla temperatura di:	
0 °C	0,57
20°C	0,25
100 °C	0,106
Coefficiente di solubilità (in mL/mL) alla pressione di 1 atm e alla temperatura di 18 °C in:	
Olio di oliva	29
Petrolio	9,2
Toluene	13,24

2.4 – EFFETTI SULLA SALUTE

Come si è detto, le prime evidenze circa la pericolosità del radon si possono già riscontrare in testi antichi, specialmente riguardo ai minatori. Fu già nel 1500 che si notarono molte morti fra i minatori in alcune miniere fra Germania e Repubblica Ceca e nel 1879 la causa fu ricondotta al tumore ai polmoni. Negli anni 1920-1930 si iniziò a pensare che, in tali miniere, ci fosse una correlazione fra il tumore ai polmoni e la radioattività.

Nella seconda metà del '900, poi, l'attività di ricerca sull'esposizione al radon si sposta prevalentemente negli USA, dove vengono effettuati numerosi studi su lavoratori nel campo dell'industria, delle miniere, delle costruzioni, pazienti malati di cancro, ecc. Tuttavia, inizialmente, tali studi si concentrano esclusivamente sul radon, trascurando i suoi prodotti di decadimento. In tal caso, le dosi di radon che si rinvenivano nei polmoni risultavano troppo piccole rispetto a quelle che erano necessarie per produrre gli effetti osservati. Ciò era chiaramente dovuto al decadimento del radon, che era già un fenomeno noto, ma che si era inizialmente trascurato. Fu solo nel 1950 che William Bale, dell'Università di Rochester, tenne conto della radiazione dovuta ai prodotti del radon e individuò quindi la vera causa della carcinogenesi (Lewis, 2006). Infatti, l'insorgenza del

cancro ai polmoni è dovuta direttamente ai prodotti di decadimento a vita breve del radon, più che al radon stesso, poiché la dose impartita da tali prodotti è maggiore di quella dovuta al radon (Penzo, 2006).

Sulla base di tali evidenze circa la pericolosità del radon e dei suoi prodotti di decadimento, nel 1959 il servizio sanitario pubblico degli USA distribuì un opuscolo ai minatori dove si cercava di metterli in guardia circa i pericoli connessi all'esposizione al radon. Nel 1977 il radon viene identificato come la principale sorgente di esposizione alle radiazioni dall'UNSCEAR (Comitato scientifico dell'ONU sugli effetti della radiazione atomica). Infine, nel 1988 l'OMS riconobbe tale gas come una delle 75 sostanze cancerogene per l'uomo e lo classificò come appartenente al gruppo 1 fra le sostanze cancerogene per l'uomo, attraverso l'International Agency for Research on Cancer (Iarc). In pratica, riguardo la loro cancerogenicità, le sostanze in tale sistema di classificazione vengono suddivise in 4 gruppi:

- a) Gruppo 1: sostanze cancerogene per l'uomo. Tale gruppo comprende ora 120 agenti cancerogeni, fra cui appunto il radon Rn-222 e i suoi prodotti di decadimento, ma nel 1988, quando fu inserito il radon, erano stati identificati solo 75 agenti cancerogeni;
- b) Gruppo 2A: sostanze probabilmente cancerogene per l'uomo;
- c) Gruppo 2B: sostanze possibilmente cancerogene per l'uomo;
- d) Gruppo 3: sostanze non classificabili come cancerogene per l'uomo.

In realtà, come anticipato precedentemente, gli effetti sulla salute sono quindi dovuti perlopiù ai prodotti di decadimento a vita breve del radon. In pratica, il Rn-222 ha un tempo di dimezzamento pari a 3.82 giorni, mentre i suoi prodotti di decadimento che vanno dal Po-218 al Po-214 hanno un tempo di dimezzamento molto minore e sono detti figli a vita breve. Questi sono elementi chimicamente attivi, che possono essere inalati direttamente o generati dal decadimento del radon che viene inalato, e si depositano poi nel tratto respiratorio, dove vengono trattenuti. Inoltre, tali figli a vita breve si possono legare in aria con particelle di aerosol o con gocce d'acqua che sono normalmente presenti (Zucchetti e Bonavigo, 2005).

Si verifica che il radon, essendo un gas con un tempo di dimezzamento maggiore rispetto ai tempi legati ai meccanismi di respirazione, dopo l'inalazione viene quasi completamente esalato, prima cioè che possa decadere del tutto o depositarsi nei polmoni.

Invece, i suoi prodotti a vita breve si trovano in aria divisi in due frazioni: la frazione *attached*, che è costituita dai prodotti di decadimento legati all'aerosol ambientale, in cui si rinvencono in media il 90% dei prodotti di decadimento del radon, e la frazione *unattached* o libera, che comprende il restante 10% ed è costituita da ioni o atomi liberi. Chiaramente, la concentrazione dei prodotti a vita

breve del radon, anche nelle due diverse frazioni, dipende molto dalla concentrazione e dalla dimensione delle particelle di aerosol presenti nell'ambiente e dalla ventilazione, ad esempio ambienti puliti sono caratterizzati da una frazione *unattached* maggiore di quella che si rinviene comunemente in ambienti polverosi (Penzo, 2006).

Tale divisione è molto importante: la frazione *unattached* si deposita principalmente nelle prime vie aeree, come naso e laringe, ma una parte riesce comunque a raggiungere i polmoni, soprattutto nella zona bronchiale, mentre la frazione *attached* penetra più in profondità. I prodotti di decadimento del radon si depositano quindi in modo non omogeneo, con una dipendenza molto forte dalla distribuzione granulometrica. Tuttavia, si verifica che solo il 30% della frazione *attached* viene poi trattenuta nelle vie respiratorie, principalmente nella regione alveolare, mentre la maggior parte viene eliminata con l'aria espirata. Invece, il 75% dei tumori ai polmoni si origina nell'albero bronchiale ed è quindi dovuto principalmente alla frazione *unattached*.

Allora, per riassumere, i figli a vita breve del radon possono essere inalati e successivamente depositarsi sulle superfici polmonari. Poiché tali isotopi a vita breve hanno un tempo di dimezzamento molto basso, la sequenza di decadimento avviene prima che questi vengano rimossi con i normali processi di espulsione da parte dei polmoni. Si verifica quindi l'irradiazione sull'apparato polmonare. Inoltre, anche i tessuti circostanti possono essere danneggiati dalle particelle emesse durante il decadimento.

Anche se i prodotti di decadimento del radon emettono radiazioni α , β e γ , quelle più pericolose sono le particelle alfa emesse dal Po-214 e dal Po-218, principalmente per le cellule della regione bronchiale. Sulla base di quanto detto, l'esposizione al radon e ai suoi figli è quindi ritenuta la seconda causa di tumore ai polmoni, dopo il fumo, ma in alcuni settori lavorativi che comportano un'esposizione molto elevata a tali radionuclidi, come nel caso dei minatori in miniere sotterranee, può costituire la causa primaria. Infatti, si stima che circa il 70-90% dei casi di tumore ai polmoni per tali minatori sia dovuto all'esposizione al radon e ai suoi figli (Edling, 1985).

Da quanto detto, a causa della respirazione, si ha un deposito di particelle radioattive nel corpo. In uno dei primi studi sull'argomento, effettuato negli anni '50, si è misurata la concentrazione di polonio nelle urine di minatori esposti al radon e si è confrontata con quella di soggetti non esposti. Nel secondo caso il polonio Po-210 era, se presente, in quantità troppo piccole da poter essere rilevate, mentre nel primo caso era in quasi tutti i soggetti piuttosto alta. Questo suggerisce che i prodotti di decadimento radioattivi, dopo l'inalazione, vengono prima depositati nei polmoni, nel tessuto adiposo e nelle ossa, e poi vengono rilasciati gradualmente con l'urina (Sultzzer e Hursh, 1954). Successivamente, furono misurate anche le concentrazioni di Pb-210 nelle ossa in minatori e in soggetti non esposti, allo scopo di trovare una correlazione fra la concentrazione di Pb-210 e

l'esposizione cumulativa a radiazioni dovuta ai prodotti di decadimento del radon. Da tali studi è stata definita una relazione che esprime tale correlazione, attraverso la quale, misurando la concentrazione di Pb-210 nelle ossa, si può ricavare la quantità di prodotti di decadimento del radon che vengono inalati e trattenuti (Black et al, 1968). A tal proposito, si deve dire che con il termine *concentrazione* ci si riferisce all'attività di un determinato radionuclide nell'unità di volume (Bq/m^3), indicando così il numero di trasformazioni che avvengono in un metro cubo d'aria, o di massa (Bq/kg), invece con *esposizione* ci si riferisce all'integrale della concentrazione in un determinato periodo di tempo considerato (Bq h/m^3), come riportato da Rossetti (2008). Pertanto, la presenza di Po-210 e Pb-210 nel corpo umano è correlata con l'esposizione ai prodotti a vita breve del radon. Inoltre, si deve dire che quantità apprezzabili di tali radionuclidi possono trovarsi in alimenti umani, in seguito alla deposizione dall'atmosfera di prodotti a vita lunga del radon. Pertanto, sia il Po-210 che il Pb-210 possono essere introdotti non solo per inalazione, ma anche attraverso ingestione.

La misura della concentrazione di Pb-210 contenuto nelle ossa è quindi molto importante per ricavare una stima dell'esposizione ai prodotti di decadimento del radon. Tali misurazioni si possono effettuare anche *in vivo* e in questo modo i soggetti esposti possono considerarsi come dei veri e propri campionatori e dosimetri, attraverso i normali processi di inalazione, deposizione e ritenzione (Laurer et al., 1999). Perciò, dalle misure della concentrazione di Pb-210 nelle ossa si possono ricavare le esposizioni cumulative di ogni soggetto esposto, non solo durante l'attività lavorativa, ma anche ad esempio perché vivono in abitazioni in cui i livelli di radon sono molto alti. Inoltre, le misure di Pb-210 possono riguardare non solo le ossa, ma anche i denti. Infatti, in uno studio del 1984, dopo aver ricavato che il valore medio di Pb-210 nei denti di persone esposte a livelli normali di radon e dei suoi figli è pari a circa 2 mBq/g , si confronta tale valore con quello di soggetti esposti a livelli elevati di tali isotopi radioattivi. Si ricava in questo modo l'incremento di Pb-210 dovuto all'esposizione eccessiva al radon, che può essere poi correlato proprio a tale esposizione cumulativa. Anche il fumo e l'età giocano un ruolo importante sul valore di Pb-210, mentre non vi sono differenze riguardo al sesso (Clemente et al., 1984).

Un caso studio particolare riferito al deposito di particelle radioattive riguarda un minatore austriaco con un'esposizione professionale ben documentata a radon e prodotti derivati, morto a 74 anni. Durante l'autopsia è stato rinvenuto un carcinoma bronchiale. Conducendo analisi radiochimiche post-mortem su alcuni campioni dei suoi tessuti polmonari e delle ossa, il contenuto polmonare di Pb-210 è risultato pari a 0.60 Bq/kg (superiore al range normale per le persone non esposte in Austria). Anche il contenuto di Ra-226 nei polmoni era relativamente alto. La concentrazione ossea di Pb-210 è risultata molto elevata, pari a 70 Bq/kg , mentre quella di Ra-226 inferiore a 0.7 Bq/kg .

Tali concentrazioni hanno consentito il calcolo della sua esposizione cumulativa al Rn. Infatti, sulla base di due modelli diversi, è stato ricavato lo stesso valore di circa 4000 WLM, tenendo conto del normale contenuto di ^{210}Pb di 3,4 Bq/kg in ossa di persone non esposte, in modo da effettuare un confronto. L'esposizione cumulativa al Rn del minatore concorda abbastanza bene con l'esposizione al Rn stimata di 3800 WLM dai suoi registri di lavoro (Irlweck e Grosskopf, 1992). Si tenga presente che il *Working Level* (WL) è una vecchia unità di misura della concentrazione di prodotti di decadimento del radon, dove 1 WL si riferisce alla concentrazione di prodotti a vita breve del radon in equilibrio con 3700 Bq/m^3 (100 pCi/L) in aria. Invece 1 WLM è una quantità che si riferisce a un'esposizione pari a 1 WL per 170 ore al mese, ossia per 40 ore settimanali di lavoro.

Per quel che riguarda gli effetti sulla salute, si deve anche dire che numerosi studi epidemiologici hanno mostrato che vi è un effetto combinato fra il radon e il fumo di sigaretta. Nei primi studi sui minatori di uranio, negli USA, quasi ogni minatore con cancro ai polmoni era un fumatore e c'era chiaramente un effetto moltiplicativo tra il fumo e l'esposizione ai figli del radon. Tuttavia, inizialmente si ritenne che il maggior contributo all'insorgenza del cancro ai polmoni fosse riconducibile al fumo. Questa convinzione che solo una piccola frazione dei casi di cancro ai polmoni fosse dovuta all'esposizione al radon e ai suoi figli durò fino al 1977, ma successivamente, si è mostrato un effetto sinergico tra i due fattori. Infatti, in alcuni studi, si è dimostrato che il periodo di tempo che intercorre fra l'inizio dell'attività lavorativa in miniera e la morte per cancro polmonare è tra i 3 e i 12 anni più breve nei fumatori rispetto ai non fumatori. Questo potrebbe indicare che la radiazione agisce principalmente nelle fasi iniziali, come "iniziatore", mentre il principale effetto del fumo viene esercitato in questo caso nelle fasi successive, nello sviluppo del cancro, quindi il fumo agisce come "promotore" (Edling, 1985). Inoltre, è stato anche dimostrato che vi sono differenze fra alcune mutazioni associate al cancro ai polmoni: analizzando i casi di minatori esposti sia al radon che al fumo di tabacco, alcune fra le mutazioni del gene p53 più frequentemente associate al fumo non sono state trovate in questi casi (Vahakangas et al., 1992). Tali differenze riflettono gli effetti genotossici del radon, dove per *genotossicità* si intende la capacità di alcuni agenti di danneggiare il materiale genetico di una cellula (Shah, 2012), provocando mutazioni e modificazioni nella struttura del DNA di un organismo vivente. Queste alterazioni possono portare allo sviluppo di un cancro.

Infine, è stato dimostrato che l'effetto del fumo e dell'esposizione al radon e ai suoi figli può aumentare il rischio di sviluppare un tumore ai polmoni fino a circa 15 volte (BEIR VI, 1999).

In alcuni casi, tuttavia, si pensa che fumare può influenzare la secrezione di muco e causare, nel tratto respiratorio, l'iperplasia dell'epitelio, ossia un aumento delle sue dimensioni, riducendo così

la capacità delle particelle alfa di penetrare nelle cellule basali dell'epitelio e indurre l'insorgenza del cancro. Ciò è stato oggetto di uno studio sul cancro effettuato su cani esposti a prodotti di decadimento del radon, ma anche a polvere di uranio e fumo di sigaretta (Cross et al., 1982).

Infine, sembra che l'effetto carcinogenico dovuto all'esposizione ai figli del radon può essere ristretto a specifici tipi istologici. Infatti, i primi studi sulla distribuzione dei diversi tipi di cancro bronchiale mostravano una prevalenza di carcinomi SCU (small cell undifferentiated), ma successivamente fu notata anche la diffusione di altri tipi di cancro fra i minatori delle miniere di uranio, in particolare adenocarcinomi e tumori all'epidermide (Saccomanno et al., 1981). Tutti e tre questi tipi di cancro sembrano essere correlati anche con il fumo.

Un altro aspetto molto importante da dover considerare è relativo al fatto che la concentrazione di radon indoor può essere molto alta e comportare un'elevata esposizione. Ad esempio, in Svezia furono identificate circa 35000 case in cui la dose di radon era molto superiore ai valori consentiti nelle miniere, valutati facendo riferimento a un tempo lavorativo pari a 40 ore settimanali. Tuttavia, non è detto che in tutte le zone in cui si è rilevata un'elevata concentrazione di radon ci sia un'eccessiva incidenza di tumore ai polmoni. Un caso particolare è rappresentato dalla città di Bad Ganstein, sul versante settentrionale delle Alpi, in cui le concentrazioni medie di radon rilevate nell'atmosfera sono comprese tra 30 e 100 Bq/m³ outdoor e tra 185 e 400 Bq/m³ indoor. Recentemente è stato dimostrato che in tale città il numero di tutti i casi di cancro, e in particolare il cancro del polmone, è inferiore al valore atteso per la provincia di Salisburgo, nonostante le dosi annuali siano quattro volte superiori (Pohl-Ruling e Hofman, 2002).

Si deve dire, poi, che la quantificazione degli effetti negativi associati all'esposizione al radon è molto complicata, specie per quel che riguarda gli effetti riferiti a basse dosi. Infatti, alcune stime mostrano che fra il 10 e il 40% dei casi di cancro ai polmoni potrebbero essere dovuti al radon e ai suoi prodotti di decadimento. Ad esempio, negli anni '80 fu condotto per diversi anni uno studio, nella città di Salisburgo, monitorando il contenuto atmosferico di radon e dei suoi figli, prelevando campioni ed effettuando misurazioni continue, in oltre 1000 luoghi di lavoro e abitativi. Da tale studio, utilizzando un modello polmonare dipendente dall'età, si è ricavato che circa il 15-35% dei casi di cancro ai polmoni erano indotti dal radon e dai suoi figli (Pohl et al., 1982). Tuttavia, tali stime si basano spesso su altre stime di rischio riferite a particolari categorie lavorative, come i minatori, o assumono modelli lineari per descrivere le relazioni dose-effetto. In alcuni casi, però, tali dati possono essere contestati, in quanto si può ritenere che i rischi, specie a basse dosi, possano essere sovrastimati. Infatti vi sono altri studi che ritengono che l'incidenza dei casi di tumore ai polmoni nella popolazione dovuta all'esposizione al radon e ai suoi figli sia sensibilmente inferiore,

con solo l'1-5% di casi di cancro ai polmoni attribuibile a tale causa. In alcuni casi, poi, è stato ritenuto che anche il rischio di esposizione al radon nelle miniere fosse stato precedentemente sovrastimato, dopo aver introdotto nelle miniere delle misure per il controllo dell'esposizione (Liu e Chen, 1996).

Per concludere, allora, si deve dire che nel caso dell'esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento l'eccesso di tumori polmonari che si verificano fra i minatori dimostra la cancerogenicità di tali radionuclidi. In questo caso è nota anche la correlazione, per dosi molto alte, fra dose assorbita ed effetto. Tuttavia, da alcuni studi condotti su popolazioni residenti in particolari zone, facendo riferimento a dosi molto basse e ad esposizioni prolungate, non si riesce a ricavare tale correlazione con analoga precisione, in quanto non vi sono sufficienti evidenze del contributo dell'esposizione al radon e ai suoi figli riguardo l'insorgenza di cancro polmonare. Inoltre, in molti casi, tali dati possono comunque essere contestati. Vi sono poi altri fattori, come il fumo o l'esposizione ad altre sostanze, sia a livello occupazionale che residenziale, che possono contribuire a far variare localmente il numero dei casi di cancro polmonare, dunque è più difficile trovare una relazione causa-effetto in questi casi.

3 – RIFERIMENTI NORMATIVI

3.1 – LA SITUAZIONE EUROPEA

Per quanto riguarda il quadro normativo italiano inerente al problema radon, questo è molto complesso e presenta diverse contraddizioni e lacune. Tuttavia, le leggi italiane in questione costituiscono principalmente un recepimento di alcune direttive europee, pertanto è necessario dapprima analizzarne alcuni aspetti.

Innanzitutto, a livello europeo si deve citare la Raccomandazione 90/143/Euratom del 21 febbraio 1990, che fu emanata sulla base della crescente consapevolezza del pericolo dell'esposizione al radon in ambienti chiusi per la popolazione, tenendo anche conto del fatto che diversi Stati membri stavano già impostando politiche per il controllo di tale problema. In generale, per quanto una raccomandazione nell'ordinamento europeo non ha efficacia vincolante (art.288, Trattato sul funzionamento dell'Unione Europea) e viene appunto emanata quando si ritiene che non vi sia ragione di ricorrere a norme vincolanti, invita gli Stati membri ad adeguarsi ad un certo comportamento. Nel caso in questione, la raccomandazione fu emanata dopo l'istituzione di un gruppo di esperti, che ha esaminato il problema e ha poi elaborato alcune proposte. In particolare, nell'ambito di tale lavoro, da controlli effettuati negli Stati membri fu dimostrato che le concentrazioni medie di radon all'interno delle abitazioni oscillavano tra i 20 e i 50 Bq/m³, mentre i valori outdoor erano molto più bassi. Tuttavia, anche confrontata con altre forme di radiazioni naturali, si notò una forte variabilità dei livelli di radon in ambienti chiusi, infatti in molti paesi diverse abitazioni presentano livelli di radon molto superiori alla media. Pertanto, esaminando anche diversi studi epidemiologici condotti su minatori e in generale sull'esposizione al radon in ambienti chiusi, la Commissione ritenne prudente formulare alcune raccomandazioni, auspicando di istituire "un sistema adeguato per ridurre qualsiasi esposizione a concentrazioni di radon in ambienti chiusi", in modo da reagire alle crescenti preoccupazioni della popolazione e focalizzandosi anche verso un'adeguata informazione della popolazione stessa. A livello tecnico, poi, vengono raccomandati dei livelli di riferimento diversi tra edifici esistenti e di nuova costruzione, evidenziando quindi che negli edifici di nuova costruzione si devono intraprendere necessarie misure preventive. Queste devono essere basate su adeguate norme progettuali e costruttive e la loro attuazione giustifica l'adozione di livelli di riferimento diversi. Infatti, negli *edifici esistenti* il livello di riferimento raccomandato è pari ad una dose effettiva equivalente di 20 mSv/anno, che coincide con un valore della concentrazione media annuale di radon di 400 Bq/m³, e qualora sia superato tale livello si deve informare la popolazione e adottare provvedimenti correttivi efficaci. Invece per gli *edifici da costruire* si raccomanda un livello di progettazione pari a 10

mSv/anno, equivalente ad una concentrazione media di 200 Bq/m³. Chiaramente, sia i provvedimenti correttivi che quelli preventivi devono essere applicati “in armonia con le fondamentali norme comunitarie di sicurezza”. La raccomandazione pone poi l’attenzione sulla necessità di eseguire misurazioni per determinare i valori medi annuali di radon negli edifici, a causa della variazioni giornaliere e stagionali. Tali misurazioni devono essere eseguite con tecniche complementari e devono essere affidabili. Inoltre, raccomandò la definizione di criteri per identificare regioni, località e caratteristiche costruttive che siano probabilmente connesse con alti livelli di radon in ambienti chiusi.

Successivamente, fu emanata la Direttiva 96/29/Euratom riguardante la protezione sanitaria contro i pericoli derivanti dalle radiazioni ionizzanti per la popolazione e per i lavoratori. Una direttiva, al contrario di una raccomandazione, è dotata di efficacia vincolante, ossia “vincola lo Stato membro cui è rivolta per quanto riguarda il risultato da raggiungere, salvo restando la competenza degli organi nazionali in merito alla forma e ai mezzi” (art.288, Trattato sul funzionamento dell’Unione Europea). La direttiva in esame fu recepita in Italia dal D.Lgs. 241/2000 e stabilisce appunto le norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione sanitaria contro i pericoli derivanti dalle radiazioni ionizzanti. In particolare, chiede di individuare le attività lavorative a rischio, ma anche di eseguire opportuni controlli e di adottare determinati limiti per gli ambienti di lavoro. Per quanto riguarda il campo di applicazione, infatti, si fa riferimento all’articolo 2, secondo cui tale direttiva “si applica a tutte le pratiche che implicano un rischio dovuto a radiazioni ionizzanti provenienti da una sorgente artificiale o da una sorgente di radiazione naturale”, come la produzione, la lavorazione, la manipolazione, l’impiego, la detenzione, l’immagazzinamento, il trasporto, l’importazione, l’esportazione, lo smaltimento di sostanze radioattive, così come ogni altra attività lavorativa che implica la presenza di sorgenti di radiazioni naturali e comporta un significativo aumento dell’esposizione di lavoratori o di individui della popolazione. Non si fa però riferimento all’esposizione al radon nelle abitazioni così come ai radionuclidi contenuti nell’organismo umano, alla radiazione cosmica presente al livello del suolo e all’esposizione in superficie ai radionuclidi presenti nella crosta terrestre non perturbata.

Inoltre, molto importante è la classificazione dei lavoratori. Innanzitutto, nelle definizioni contenute all’articolo 1, si fa riferimento ai *lavoratori esposti* come alle persone, sia lavoratori autonomi che dipendenti, sottoposte a esposizioni derivanti dalle pratiche lavorative contemplate nella direttiva in esame “che possono comportare dosi superiori ad uno qualsiasi dei limiti di dose uguali a quelli fissati per individui della popolazione”. Per tali lavoratori sono previsti limiti d’età, limiti di dose, obblighi di protezione e obblighi di informazione e formazione per le imprese verso tali lavoratori, ma si fa distinzione anche fra due categorie di lavoratori esposti. Infatti all’articolo 21 si identifica

la *categoria A*, dove sono compresi “i lavoratori esposti che possono ricevere una dose efficace superiore a 6 mSv all'anno o una dose equivalente superiore a 3/10 dei limiti di dose per il cristallino, la pelle e le estremità del corpo”, mentre la *categoria B* comprende “i lavoratori esposti che non sono classificati quali lavoratori esposti della categoria A”. Chiaramente, i *lavoratori non esposti* sono invece sottoposti, durante l'attività lavorativa, ad una esposizione che non comporta dosi superiori ad uno qualsiasi dei limiti di dose uguali a quelli fissati per individui della popolazione.

Successivamente, si deve citare anche la Raccomandazione 2001/928/Euratom, relativa alla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon nell'acqua potabile. Infatti, sulla base di misurazioni che mostrarono concentrazioni elevate di radon in diverse falde freatiche, in particolare in regioni dove vi è presenza di roccia cristallina, e tenendo conto che le concentrazioni di radon nell'acqua potabile in alcuni casi espongono la popolazione a dosi aggiuntive che non possono essere ignorate, almeno da un punto di vista della protezione dalle radiazioni, diversi Stati membri definirono strategie per controllarne il dosaggio. Pertanto, fu necessario emanare una raccomandazione, il cui obiettivo era quello di “fornire agli Stati membri un orientamento per mettere a punto i controlli dell'esposizione causata dal radon e dai prodotti di decadimento del radon presenti nell'acqua potabile”. In tale raccomandazione viene stabilito che per la fornitura di acqua dalla rete pubblica o commerciale “oltre una concentrazione di 100 Bq/l, gli Stati membri devono definire un livello di riferimento per il radon, da utilizzare per stabilire se occorrono azioni correttive per tutelare la salute umana. Un livello più elevato di 100 Bq/l si può adottare se le indagini nazionali dimostrano che è necessario per mettere in pratica un efficace programma di controllo del radon”. Inoltre, viene stabilito che, se vi è un motivo specifico per sospettare che il livello di riferimento possa essere superato, sono obbligatorie misurazioni della concentrazione di radon. Infine, è necessario intraprendere azioni correttive qualora le misurazioni indicano che il radon presente nell'acqua delle condutture contribuisce significativamente al superamento della soglia definita per la presenza di radon in ambienti chiusi.

Chiaramente, nel caso in cui notevoli quantitativi di radon derivino dall'acqua, l'esposizione dei lavoratori al radon inalato negli stabilimenti, in particolare nelle aziende di erogazione dell'acqua, nelle terme e nelle piscine, dovrebbe essere oggetto di controllo in base a quanto stabilito nella già citata direttiva 96/29/Euratom.

Sempre per quel che riguarda le acque destinate al consumo umano, viene poi emanata la Direttiva 2013/51/Euratom, il cui recepimento italiano è avvenuto con il D.Lgs. 28/2016, che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti

in tali acque e i valori di parametro, la frequenza e i metodi per il controllo delle sostanze radioattive. In particolare, tale direttiva definisce dei *valori di parametro*, ossia valori “delle sostanze radioattive nelle acque destinate al consumo umano al di sopra del quale gli Stati membri devono valutare se la presenza di sostanze radioattive nelle acque destinate al consumo umano costituisca un rischio per la salute umana tale da richiedere un intervento”. I valori di parametro citati sono elencati in Tabella 3.1.

Tabella 3.1 - Estratto dell'Allegato I della Direttiva 2013/51/Euratom che mostra i valori di parametro per le acque destinate al consumo umano

Parametro	Valore di parametro	Unità di misura
Radon	100	Bq/l
Trizio	100	Bq/l
DI	0,1	mSv

Per quanto riguarda il radon, gli Stati membri devono definire “un livello il cui superamento è considerato inappropriato ed al di sotto del quale occorre proseguire l’ottimizzazione della protezione, senza compromettere l’approvvigionamento idrico su scala nazionale o regionale”. Il livello fissato da un qualunque Stato membro può essere superiore a 100 Bq/l ma deve essere comunque inferiore a 1000 Bq/l. Gli Stati membri devono quindi fissare tali valori di parametro, applicabili al controllo delle sostanze radioattive, in base a quanto previsto nell’allegato I, mentre i controlli delle acque devono essere effettuati conformemente ai requisiti di cui all’allegato II. Inoltre si devono adottare tutte le misure necessarie per istituire un appropriato programma di controllo delle acque destinate al consumo umano e vengono stabiliti obblighi di controlli e analisi, nonché di informazione.

Infine, va citata la Direttiva 59/2013/Euratom, che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall’esposizione alle radiazioni ionizzanti e abroga precedenti direttive, fra cui la suddetta 96/29/Euratom. In questo caso, il limite temporale entro cui doveva essere recepita tale direttiva dagli Stati membri era fissato entro il 6 febbraio 2018, ma ad oggi risulta essere ancora in attesa di recepimento in Italia. Tale direttiva ha come obiettivo quello di definire le norme fondamentali di sicurezza “relative alla protezione sanitaria delle persone soggette ad esposizione professionale, medica e della popolazione contro i pericoli derivanti dalle radiazioni ionizzanti”. All’articolo 2 viene definito il campo di applicazione, in quanto tale direttiva si applica “a qualsiasi situazione di esposizione pianificata, esistente o di emergenza che comporti un rischio di esposizione a radiazioni ionizzanti che non può essere trascurato dal punto di vista della radioprotezione in relazione all'ambiente, in vista della protezione della salute umana nel

lungo termine”. In questo caso, oltre alle attività lavorative che coinvolgono la fabbricazione, la produzione, la lavorazione, la manipolazione, lo smaltimento, l'impiego, lo stoccaggio, la detenzione, il trasporto, l'importazione e l'esportazione di materiali radioattivi, così come altre attività lavorative, la direttiva riguarda anche l'esposizione dei lavoratori o di individui della popolazione al radon in ambienti chiusi, così come l'esposizione esterna dovuta ai materiali da costruzione. Sono pertanto escluse solo “l'esposizione al livello naturale di radiazione, quale quello risultante dai radionuclidi presenti nell'organismo umano e dalla radiazione cosmica presente al livello del suolo”, l'esposizione in superficie ai radionuclidi presenti nella crosta terrestre non perturbata e l'esposizione alla radiazione cosmica in volo o nello spazio di soggetti che non fanno parte di equipaggi aerei o spaziali.

In tale direttiva sono richiamati alcuni concetti già espressi da norme precedenti, come ad esempio i limiti di età per i lavoratori esposti, limiti di dose per l'esposizione professionale o obblighi relativi all'informazione e alla formazione, ma presenta anche un approccio differente rispetto alle precedenti indicazioni. Per quanto riguarda i valori limite, all'articolo 74, viene infatti stabilito che gli Stati membri devono stabilire livelli di riferimento nazionali per le concentrazioni di radon in ambienti chiusi, ma tali livelli di riferimento “per la media annua della concentrazione di attività in aria non devono essere superiori a 300 Bq m^{-3} ”. Come si nota, dunque, tale livello di riferimento oltre il quale si suggerisce di intraprendere azioni di risanamento vale per tutti gli ambienti chiusi, incluse le abitazioni. Inoltre, non vi è più la distinzione fra abitazioni esistenti e di nuova costruzione (Arpa Puglia).

3.2 – LA LEGISLAZIONE ITALIANA

In Italia, il quadro normativo riferito al radon presenta diverse discrepanze da quanto visto a livello europeo. Innanzitutto la normativa di riferimento è rappresentata dal D.Lgs. n.241/2000, che costituisce il recepimento italiano alla Direttiva 96/29/Euratom e che modifica ed integra, per quanto riguarda le radiazioni ionizzanti, il precedente D.Lgs. n.230/1995. Tale normativa riguardante il problema radon distingue tuttora gli ambienti di lavoro dagli ambienti domestici. Infatti, al Capo III-bis, che costituisce una delle principali novità rispetto alla normativa precedente, viene specificato che si fa riferimento all'esposizione occupazionale a sorgenti naturali di radiazioni. Pertanto, il campo di applicazione riguarda diverse attività lavorative, tra cui quelle che si svolgono in luoghi di lavoro sotterranei, come tunnel, grotte, catacombe, ma anche quelle che si svolgono in superficie in zone in cui vi è un'elevata probabilità di rinvenire alte concentrazioni di radon, ossia nelle *radon prone areas* (Rossetti, 2008). Inoltre, sono disciplinate anche altre lavorazioni che utilizzano materiali che contengono radionuclidi naturali o che producono rifiuti contenenti radionuclidi naturali o attività termali. Tuttavia, viene specificato all'articolo 2 che il

D.Lgs. n.241/2000 “non si applica all'esposizione al radon nelle abitazioni o al fondo, naturale di radiazione, ossia non si applica ne' ai radionuclidi contenuti nell'organismo umano, ne' alla radiazione cosmica presente al livello del suolo, ne' all'esposizione in superficie ai radionuclidi presenti nella crosta terrestre non perturbata”. Sono poi escluse anche operazioni di aratura, di scavo o riempimento che vengono effettuate in attività agricole o di costruzione. L’emanazione di tale decreto integra il precedente D.Lgs. n.230/1995, che rimandava appunto ai decreti ancora da emanarsi la legislazione relativa ai casi di radiazioni naturali negli ambienti di lavoro sotterranei o siti in aree a rischio, tra cui quelle derivanti da radon e thoron.

Come si nota, allora, non esiste tuttora in Italia una normativa specifica per le abitazioni, in quanto la Raccomandazione 90/143/Euratom è, come detto, priva di efficacia vincolante per i singoli Stati membri e la Direttiva 59/2013/Euratom non è ancora stata recepita dall’ordinamento nazionale. Al momento si prevede quindi la determinazione dell’esposizione al radon solo nel caso di attività lavorative svolte in particolari luoghi di lavoro. Per quelle che si svolgono in luoghi di lavoro sotterranei o in zone in cui vi è un’elevata probabilità di rinvenire alte concentrazioni di radon, il livello di azione fissato è pari a 500 Bq/m^3 , riferito alla concentrazione di attività di radon media annuale. In caso di superamento di tale livello d’azione, il datore di lavoro deve valutare se i lavoratori sono esposti ad una dose efficace superiore a 3 mSv/anno . Se ciò accade, si devono intraprendere le azioni di rimedio necessarie per abbassare il livello di concentrazione. Successivamente, vanno ripetute le misurazioni e, se nonostante l’applicazione di tali azioni, si mantengono le condizioni di superamento dei 3 mSv/anno , è necessario adottare i provvedimenti previsti da normativa, tra cui quello della sorveglianza fisica e medica per i lavoratori. Invece, nel caso in cui le misurazioni non manifestano superamenti del livello d’azione, ma sono superiori all’80% del livello stesso, ossia a 400 Bq/m^3 , il datore di lavoro deve ripetere le misure nel corso dell’anno successivo (Rossetti, 2008). Per le restanti attività lavorative previste dalla legge, il livello d’azione è diverso da quello suddetto ed è fissato in 1 mSv/anno per i lavoratori e 0.3 mSv/anno per la popolazione.

Inoltre, la normativa prevede che, per tutte le tipologia di attività specificate, le metodologie con cui effettuare le misurazioni di radon siano quelle definite da linee guida elaborate da un’apposita Commissione Ministeriale, a cui è demandato anche il compito di elaborare criteri per individuare zone e luoghi di lavoro in cui vi possa essere elevata probabilità di alta concentrazione di radon (Penzo, 2006). Tuttavia, tale commissione non si è mai insediata. Allora, per colmare il vuoto legislativo dovuto al mancato insediamento e, quindi, alla carenza di linee guida sulle metodologie e tecniche di misura più appropriate per le misurazioni di radon in aria, si è attivato il Coordinamento delle Regioni e delle Province autonome di Trento e Bolzano, elaborando delle

linee guida per le misure nei luoghi di lavoro sotterranei nel febbraio 2003. Tali linee guida sono pensate come un riferimento, in attesa di quelle emanate secondo le procedure previste dalla normativa e riguardano:

- a) la definizione di luogo di lavoro sotterraneo e i criteri generali per avviare le misure di radon;
- b) i metodi di misurazione delle concentrazioni di radon e gli strumenti da utilizzare;
- c) i requisiti minimi delle organizzazioni che svolgono tali attività di misurazione.

Come detto, allora, la normativa italiana non prevede limitazioni sulla concentrazione di radon nelle abitazioni né delle linee guida nazionali con cui effettuare le misurazioni, a differenza di altri Paesi, come l'Inghilterra o gli USA, ma sono presenti solo delibere o circolari regionali (Penzo, 2006). Questo comporta però anche alcune lacune riguardo la sicurezza occupazionale, in quanto è ad esempio evidente che in questo modo un lavoratore domestico non è equiparato, per il caso in esame, ad un lavoratore dipendente. Inoltre, l'approccio previsto dalla Raccomandazione 90/143/Euratom, riferita agli ambienti domestici, che, pur non essendo dotata di efficacia vincolante, fissava dei livelli di riferimento pari a 400 Bq/m³ per le abitazioni esistenti e 200 Bq/m³ per le abitazioni da costruire, è stato superato. Infatti, la nuova Direttiva 59/2013/Euratom non solo riduce il livello di riferimento delle concentrazioni di radon nei luoghi di lavoro, fissandolo a 300 Bq/m³, ma stabilisce lo stesso livello per le abitazioni civili e, più in generale, per tutti gli ambienti chiusi. Pertanto, per quanto riguarda tali livelli, non si fa più alcuna differenza fra abitazioni esistenti e da costruire. L'adozione di un livello superiore può essere giustificato solo in particolari circostanze, quindi uno Stato membro che stabilisca un livello più elevato per la concentrazione di radon in ambienti chiusi deve informare la Commissione Europea, che effettuerà poi le proprie valutazioni (Arpa Puglia).

Come si nota, allora, vi sono importanti conseguenze sul trattamento del problema radon e, di conseguenza, sulla salute dei cittadini a causa del ritardo nel recepimento italiano della Direttiva 59/2013/Euratom. Infatti, oltre ad un rischio radon nei luoghi di lavoro è molto importante considerare quello nelle abitazioni, anche perché l'esposizione al radon sul luogo di lavoro è in genere più bassa rispetto alle abitazioni a causa del minor tempo di permanenza, tranne che in casi particolari come miniere, terme, locali sotterranei.

Un altro aspetto molto importante riguarda poi la definizione delle *radon prone areas*. Infatti, il D.Lgs. n.241/2000 indica anche la necessità di identificare luoghi di lavoro ubicati in zone in superficie reputate a rischio di elevata probabilità di alte concentrazioni di attività di radon e tale compito è assegnato alle Regioni e alle Province Autonome. In particolare, viene specificato che

entro 5 anni dalla data di pubblicazione, ossia entro il 31 agosto 2005, dovevano essere precisate tali zone, chiamate *radon prone areas*, dopo aver intrapreso le attività di individuazione con modalità definite da un'apposita Commissione (Rossetti, 2008). In queste aree, allora, a causa dell'elevata probabilità di rilevare alte concentrazioni indoor di radon, vanno effettuati controlli sulla concentrazione di radon anche per luoghi di lavoro ubicati in superficie, come già espresso precedentemente. Chiaramente, il mancato insediamento della Commissione ebbe diverse ripercussioni anche in questo caso, dato che, come si vedrà meglio nel Capitolo 5, alcune Regioni e Province avviarono comunque il lavoro d'indagine, utilizzando però modalità dissimili tra loro e raggiungendo spesso esiti non del tutto confrontabili.

Infine, si deve citare anche il D.Lgs. n.28/2016, che stabilisce requisiti relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano e che è il recepimento italiano della Direttiva 2013/51/Euratom. In tale legge, vengono fissati i valori di parametro di radon e trizio già espressi dalla suddetta direttiva europea e viene delegato alle Regioni e alle Province il compito di effettuare studi rappresentativi dei livelli di concentrazione di radon nelle acque destinate al consumo umano. In particolare, le analisi devono essere effettuate su acque “provenienti in tutto o in parte da fonti sotterranee situate in diverse aree geologiche o da bacini superficiali di origine vulcanica” e devono anche essere raccolte informazioni sulle caratteristiche geologiche e idrologiche della zona, la radioattività della roccia o del terreno e del tipo di captazione, ossia di elementi “che possano risultare utili per l'identificazione successiva delle aree con possibili livelli elevati di concentrazione di attività di radon nelle acque”. Sono poi stabilite le frequenze minime con cui effettuare i controlli relativamente alla concentrazione di radon nelle acque.

Come si può notare, in Italia viene assegnata molta importanza agli Enti Regionali e Provinciali per quanto riguarda gli adempimenti previsti dalle normative circa il problema radon. Infatti, non solo sono assegnati a tali Enti compiti come la definizione delle radon prone areas e l'effettuazione delle indagini nelle acque destinate al consumo umano, ma si è anche visto che il Coordinamento delle Regioni e delle Province autonome di Trento e Bolzano è stato indotto ad elaborare delle linee guida per le misure nei luoghi di lavoro sotterranei. Inoltre, nel 2005 è stato avviato il Piano Nazionale Radon (PNR), con l'obiettivo di ridurre il rischio di tumore polmonare dovuto a tale gas, elaborato dal Ministero della Salute con la partecipazione di Regioni e Province Autonome. Tale progetto prevedeva la valutazione dei rischi riguardanti l'esposizione al radon, l'avvio dell'Archivio Nazionale Radon e la definizione di linee guida per mitigare il problema, ma anche studi sulla distribuzione territoriale delle concentrazioni indoor di radon e programmi di informazioni per la

popolazione. Anche in questo caso, le attività di monitoraggio erano affidate alle singole Regioni e Province Autonome (Rossetti, 2008).

In ogni caso, assegnare tali compiti a Regioni e Province autonome se da un lato potrebbe consentire di responsabilizzare gli enti locali e ottenere risultati più rispondenti della situazione reale a livello locale, dall'altro però ha causato notevoli problemi. Ad esempio, si è già detto che il mancato insediamento della Commissione Ministeriale e la carenza di linee guida univoche ha fatto sì che solo alcune Regioni e Province iniziassero ad effettuare campagne di misura indipendenti, mentre altre sono risultate più inattive. Inoltre, in questo modo possono subentrare anche altri problemi che rallentano il rispetto degli adempimenti da parte di tali enti, primo fra tutti la mancanza di fondi. Un ulteriore problema è poi rappresentato dal fatto che il già complesso quadro normativo riferito al radon può essere reso ulteriormente intricato, ad esempio a causa del fatto che il livello di riferimento vari da regione a regione, causando anche perplessità e rallentando il processo di informazione della cittadinanza circa i rischi connessi a tale gas. Un caso può essere quello della Regione Veneto, che nel 2002 ha fissato, prima in Italia, il livello di riferimento per le abitazioni a 200 Bq/m^3 , oltre il quale raccomanda ai propri cittadini di intraprendere iniziative di bonifica (DGRV n. 79/2002). L'adozione di un livello di riferimento più stringente in alcune zone piuttosto che in altre può quindi creare dubbi e incertezze tra i cittadini. Inoltre ciò implica che il livello di sicurezza garantito ai cittadini italiani non sia lo stesso, dato che appunto ogni Regione procede in modo piuttosto autonomo, a causa della carenza di precise indicazioni centrali.

4 – IL RADON NEI MATERIALI D’ORIGINE

4.1 – PRIME EVIDENZE DEL PROBLEMA RADON NELLE MINIERE

Come già citato, le prime evidenze circa i danni polmonari fra i minatori a causa di esalazioni di gas dal sottosuolo risalgono già al I secolo a.C., ad opera di Tito Lucrezio. I primi studi sono però datati al 1500 circa, ad opera di Agricola e Paracelso, in una regione montuosa fra la Germania e la Repubblica Ceca. Tale regione è nota come Erzgebirge, oppure “monti metalliferi”, e le due principali città sono Schneeberg, sul versante tedesco, e Jachymov, sul quello ceco. In queste due città l’attività mineraria iniziò fra il 1400 e il 1500, dopo la scoperta di ricche vene d’argento, rame e ferro. Proprio a Jachymov, nel 1527, iniziò a lavorare Georgius Agricola (1491-1555). Questi fu uno scienziato tedesco, ritenuto il padre della mineralogia, e in tale periodo notò un’alta mortalità fra i minatori, ipotizzando poi che nell’aria delle miniere ci fosse un qualche tipo di polvere che aggrediva e corrodeva i polmoni. Da un passo della sua opera *De Re Metallica*, pubblicato postumo nel 1556, si può infatti leggere:

"The dust has corrosive qualities, it eats away the lungs and implants consumption in the body... Women are found who have married seven husband, all of whom have this terrible consumption has carried off to premature death"

"La polvere ha qualità corrosive, mangia via i polmoni ed innesca la distruzione del corpo... Si sono trovate donne che hanno sposato 7 mariti ed ognuno di loro ha avuto questa terribile distruzione che li ha portati via verso una morte prematura"
Georgius Agricola, *De Re Metallica*, 1556
Trad. Inglese di Hoover H.C. e Hoover L.H., 1912

I minatori chiamavano tale malattia *bergsucht* o *mountain sickness* (Lewis, 2006), e pensavano fosse imputata al “fiato degli spiritelli” che vivevano nel sottosuolo. Per risolvere questi problemi, Agricola cercò di introdurre alcuni cambiamenti per migliorare la sicurezza nelle miniere, come dei sistemi di ventilazione, degli apparati protettivi per mani e piedi e dei veli fini a protezione di bocca e naso.

Contemporaneamente ad Agricola, anche Paracelso (1493-1541) indagò l’alta mortalità fra i lavoratori delle miniere di Schneeberg ed ipotizzò che fosse dovuta all’inalazione di vapori metallici, che si depositavano nei polmoni.

Successivamente, nel 1789 fu scoperto l’uranio dallo scienziato bavarese Martin Klaproth e iniziò l’estrazione di pechblenda nelle miniere di Erzgebirge, che continuò fino al 1990. Inizialmente tale elemento veniva utilizzato come colorante, poi, a partire dalla fine della seconda guerra mondiale, lo scopo principale divenne chiaramente quello bellico.

Recentemente, numerosi studi hanno investigato i problemi di salute di tali minatori. Ad esempio, si è stimato che i minatori di Schneeberg sono stati esposti ad un'esposizione cumulativa pari in media a 6480 WLM, mentre per quelli di Jachymov risultò un'esposizione pari a 3840 WLM (Lewis, 2006). Inoltre, successivamente, si è riscontrato che, in media, la quantità di uranio contenuta nel sangue dei minatori di uranio raddoppiava ogni 4 anni e triplicava ogni 8 anni di lavoro continuo, mentre la quantità di piombo raddoppiava in 7,5 anni e triplicava in 15 anni. Per questi lavoratori, si è notato anche che gli elementi nocivi con cui entrano in contatto influenzano il processo di *eritropoiesi*, ossia di formazione dei globuli rossi, modificando quindi la composizione media dei globuli rossi (Nosek, 1974).

In ogni caso, fu solo nel 1879 che due medici tedeschi, Harting e Hesse, identificarono la *mountain sickness* dei minatori di Schneeberg come tumore ai polmoni, scrivendo poi anche una lettera alle autorità minerarie e sanitarie di Jachymov in cui chiedevano di indagare su eventuali casi di cancro ai polmoni. Le autorità risposero negativamente, e fu solo nel 1926 che ripresero le indagini, dimostrando poi che l'incidenza di tumore ai polmoni fra i minatori di Jachymov risultava essere simile a quella di Schneeberg. Infatti, pur se questi due medici avevano identificato realmente la causa principale dell'alta mortalità, la loro teoria non riscosse un immediato successo: molti continuavano a pensare che la *mountain sickness* fosse dovuta a polvere tossica, oppure si diagnosticava la tubercolosi, un male comune in quel periodo, invece che il tumore. Harting e Hesse stimarono anche che fra il 1869 e il 1877 circa il 75% dei decessi tra i minatori della città di Schneeberg erano imputabili al tumore ai polmone. In realtà, tale numero sembra essere piuttosto inaffidabile, anche a causa del fatto che l'incidenza di cancro ai polmone cominciò ad aumentare solo nel 1900, fino ad arrivare ad essere, oggi, il più comune tipo di tumore nel mondo (Lewis, 2006).

In ogni caso, fu solo successivamente, dopo la scoperta del radon, che si iniziò a pensare che il cancro ai polmoni fosse attribuibile all'esposizione a tale gas. Ludewing e Lorensen ipotizzarono tale correlazione causa-effetto nel 1924 (Penzo, 2006), ma fu nel 1932 che Pirchan e Sikl collegarono l'insorgenza di tumori polmonari dei minatori delle miniere di Jachymov all'esposizione a tale gas, anche se le autorità continuarono a negare tale relazione. Sempre fra gli anni '20 e '30 si intrapresero le prime misure di radon outdoor, mentre per le prime misure indoor si dovranno aspettare gli anni '50. Tuttavia, nel '900, le maggiori ricerche sull'esposizione al radon iniziano ad essere condotte negli USA. Qui, a partire dal 1890, erano iniziate le estrazioni di radio, uranio e vanadio nella Four Corners Area, che comprende Utah, Colorado, Arizona e New Mexico. L'uranio era usato inizialmente come colorante. Con la seconda guerra mondiale, anche in questo caso cambiò lo scopo per cui veniva estratto e poiché le miniere non riuscivano ad esaudire le

richieste di uranio del governo USA, si avviarono anche importazioni dal Canada e dal Congo Belga.

Nelle miniere americane la concentrazione di radon era molto variabile, compresa fra i valori riportati da un minimo di 37 pCi/L a un massimo di 22000 pCi/L, simili a quelle delle miniere europee. Già nel 1950 si ritenne però che, in alcuni casi, le concentrazioni fossero troppo alte e si notò la necessità di stabilire misure di controllo (Lewis, 2006). Tuttavia, in quegli anni gli USA erano in piena corsa agli armamenti, a causa della guerra fredda, e non ci si focalizzò troppo su tale mancanza di sicurezza nelle miniere. Negli anni successivi, però, il numero di casi di tumore ai polmoni tra i minatori aumentò, ma fu solo nel 1959 che il governo provò per la prima volta ad avvertire i minatori circa i rischi legati all'esposizione al radon, pubblicando e distribuendo loro un opuscolo. L'anno successivo vennero poi presentate ulteriori ricerche che mostravano una correlazione fra tumore ai polmoni e l'estrazione di uranio. Infine, nel 1967, fu stabilito, nelle miniere di uranio, il primo standard di concentrazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento, fissando un livello di 0,3 WL. Pertanto furono introdotte diverse pratiche di ventilazione e controllo del particolato per raggiungere tali obiettivi (Lewis, 2006).

Oltre alle già citate miniere di Jachymov e Schneeberg e a quelle degli USA, anche per altre aree minerarie nel mondo vi sono numerose evidenze storiche riguardo la pericolosità del radon e dei suoi prodotti di decadimento. Infatti sono disponibili dati circa i minatori di alcune miniere di fluorite a Terranova, di ferro in Inghilterra e Francia, d'oro in Sudafrica e di manganese in Russia. Infine, a titolo di curiosità, si cita il fatto che oltre che nelle miniere, vi sono numerose evidenze storiche anche relative all'uso di radon nelle terme: i ritrovamenti intorno a sorgenti termali nella già citata località austriaca di Bad Ganstein suggeriscono un uso che può risalire a 5000-6000 anni fa, mentre 2500 anni fa sorgenti di radon calde venivano usate a scopo terapeutico ad Ischia. Altre terme di radon sono in Giappone, Germania, Francia, Russia e Nuova Zelanda e, a dispetto della radioattività di tale elemento, vi sono ancora oggi persone che sostengono gli effetti benefici del radon in queste terme e quasi tutti citano, come giustificazione, teorie basate sull'effetto ormesi.

4.2 – RADON E CONTENUTO DI URANIO E RADIO NELLE ROCCE

La quantità di radon che viene esalata dalle rocce dipende da diversi fattori, tra cui uno dei più importanti è il contenuto di uranio, come si può intuire anche dai già citati problemi derivanti dall'esposizione al radon nelle miniere di uranio.

L'uranio è un radionuclide primordiale, presente in tracce sulla crosta terrestre, anche se in maniera piuttosto uniforme, con una concentrazione media pari a 3 ppm (Eni Scuola). Tale elemento si rinviene in tutte le rocce e i suoli, anche se la sua presenza e la sua concentrazione dipendono dalla composizione chimica e dal processo di genesi di tali rocce. In particolare, è presente

principalmente in rocce magmatiche, specie in quelle intrusive acide, ovvero ricche di silice, come graniti e rioliti. Anche le rocce fosfatiche tendono ad avere livelli elevati di uranio, poiché vi è affinità chimica tra fosfati e uranio (Rossetti, 2008). Nelle rocce metamorfiche la quantità di tale elemento dipende fortemente dal tipo di roccia da cui queste si sono originate, mentre nel caso di rocce sedimentarie la quantità di uranio varia notevolmente: ad esempio, nelle arenarie non si rinvengono in genere grandi quantità di uranio, a meno che non siano miscelati materiali che ne favoriscono il fissaggio, come nel caso della grovacca, che è ricca di argilla, o la bentonite, originatasi da rocce vulcaniche che vengono alterate agenti atmosferici (Rossetti, 2008).

In generale, nel suolo vi sono concentrazioni di uranio diverse da quelle della crosta terrestre, a causa dei diversi fenomeni di formazione del suolo. Questo si origina dalla corrosione della *roccia madre* o *bedrock* sottostante, e l'uranio può essere ad esempio asportato a causa di flusso d'acqua e poi precipitare nuovamente in un altro ambiente. Inoltre, può trovarsi in diverse forme, ad esempio sotto forma di piccoli grani di minerale come nel caso della coffenite $[U(SiO_4)_{1-x}(OH)_{4x}]$ e uraninite (U_3O_8), ma anche assorbito nei grani e racchiuso in altri minerali come zircone ($ZrSiO_4$), titanite ($CaTiSiO_5$), ecc., come riportato da Rossetti (2008). Il contenuto di uranio nelle rocce può determinarsi con vari metodi, come quello relativamente semplice denominato *fission-track*, utilizzando cioè un'irradiazione con flusso di neutroni per stimolare la fissione, ma anche altri come *fluorometric analysis*, *isotope dilution*, *gamma-ray spectrum* ecc. A seconda del metodo adoperato ci possono essere differenze nel contenuto di uranio ricavato (Nishimura, 1970). In ogni caso, in Tabella 4.1 è riportata poi la concentrazione media di U-238 nelle rocce più comuni:

Tabella 4.1 - Contenuto di U-238 nelle rocce più comuni (Fonte: Rossetti, 2008)

Roccia	U-238 (ppm)
Ultrafemiche	0.03
Rocce basiche	2.00
Rocce intermedie	1.4-3.0
Graniti	2.8-4.0
Graniti alcalini	10.0-100

Tuttavia, l'esalazione di radon non dipende solo dal contenuto di uranio, ma anche dal radio, dato che deriva direttamente da esso. Tale elemento ha un diverso comportamento geochimico, poiché si concentra principalmente nei solfati, come la barite, e nelle rocce sedimentarie, come le argille (Rossetti, 2008). L'attività specifica del Ra-226 risulta essere pari a $3,7 \times 10^{10}$ Bq/g, infatti il curie (Ci) è un'unità di misura dell'attività di un radionuclide che non fa parte del SI e 1 Ci equivale appunto all'attività di un grammo di Ra-226, ossia $1 Ci = 37 GBq$ (IUPAC Goldbook). Allora, in

Tabella 4.2 si riportano le concentrazioni medie di Ra-226 e Rn-222 nei suoli alla profondità di un metro, dove si può ritenere che non vi siano influenze superficiali, ad esempio meteorologiche.

Sulla base di quanto detto, il radon si forma principalmente in suoli e in rocce che presentano un elevato contenuto dei suoi precursori, come uranio e radio. Tuttavia le concentrazioni di tale gas sono legate fortemente anche ad altri fattori e non è detto che da rocce relativamente ricche di U-238 e Ra-226 si abbiano elevati contenuti di radon. In pratica, si può dimostrare che la fondatezza di una relazione fra le quantità di Rn-222 e quelle di U-238 e di Ra-226 è certa solo per contenuti molto alti o molto bassi di questi ultimi elementi. Invece, la concentrazione di radon dipende anche dai fattori che influenzano i processi di trasporto, per contenuti intermedi di tali elementi. In generale, però, le principali rocce da cui può derivare la presenza di radon sono lave, tufi, pozzolane, graniti, marne e marmi (Zucchetti e Bonavigo, 2005).

Tabella 4.2 - Concentrazioni medie di Ra-226 e Rn-222 nei suoli alla profondità di 1 m (Fonte: Rossetti, 2008)

Tipo di suolo	Ra-226 (Bq/Kg)	Rn-222 (Bq/m³)
Suoli con contenuto normale di radio	15-65	5000-30000
Suoli con frammenti di granito	130-125	10000-60000
Suoli con frammenti di granito ricco in uranio	125-360	10000-200000
Ghiaia	30-75	10000-150000
Sabbia	5-35	2000-20000
Limo	10-50	5000-60000
Argilla	10-100	10000-100000

Nel 1988, in relazione al problema del radon indoor, fu sviluppata negli USA una mappa del radio nel suolo. Si osservò che in alcune delle aree in cui era risaputa la presenza di elevate concentrazioni indoor di radon vi era anche una concentrazione di radio più alta, ma ciò non valeva in tutti i casi. Infatti, in alcune regioni la concentrazione di radio non giustifica da sola l'alto valore di radon osservato (Revzan et al., 1988). Al contrario, in un altro studio furono misurate alte concentrazioni di radon in aree con elevata presenza di rocce granitiche, relativamente ricche di uranio e radio e, prima di effettuare lo studio, era già stata prevista una stretta correlazione fra la concentrazione di radon e il contenuto di tali radionuclidi nel suolo (Yamanishi et al., 1991).

Infine, può essere interessante citare un esperimento eseguito in Italia in due miniere di ZnS e PbS, in cui si cercava di ricavare una relazione fra il contenuto di uranio nelle rocce e la concentrazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento nell'aria. Infatti, a causa di una gran variabilità delle concentrazioni di Rn e dei suoi figli in atmosfera, si voleva cercare di capire se questa fosse dovuta a differenze della concentrazione di uranio oppure ad altri fattori, come ad esempio a problemi di

ventilazione. Tuttavia, dopo aver misurato il contenuto di uranio nelle rocce e le concentrazioni di radon e dei suoi figli, non è stato possibile esprimere alcuna correlazione fra uranio e radon, ma si è riuscito a ricavare una relazione che stabiliva un nesso fra il contenuto di uranio e la concentrazione di prodotti di decadimento di tale gas (Desideri et al., 1990).

4.3 – LA FORMAZIONE E IL TRASPORTO DI RADON NEL SUOLO

Il radon Rn-222, dunque, si origina in seguito al decadimento α del radio Ra-226 e i suoi precursori si trovano nei suoli e nelle rocce, con concentrazioni che dipendono dalla loro origine e dalle loro caratteristiche geologiche. Tuttavia, il contenuto di radon nel suolo non dipende solo dalla quantità di tali precursori, ma anche da diversi altri fattori. Le prime misure circa il contenuto di tale gas del suolo iniziano a partire dai primi anni del 1900, ad esempio con quelle condotte negli USA da Sanderson (1912), che esaminò il contenuto di radon nei suoli di New Haven, nel Connecticut, e quelle successive di Botset e Weaver (1932) e di Kovach (1944). Da questi primi studi, si nota come i principali sforzi sono inizialmente volti non solo a mettere a punto dei metodi per la misura del contenuto di gas del suolo, ma anche a capire in che modo cambia il contenuto di radon nel suolo al variare di alcuni fattori, come la profondità o la formazione geologica. Pertanto, era già stato intuito che vi possono essere grandi variazioni delle concentrazioni di radon nel suolo, anche a livello locale.

Innanzitutto, elevate concentrazioni di gas radon dipendono non solo dalla concentrazione degli atomi di radio. Infatti, è riportato che “durante il decadimento del radio viene emessa una particella α e l’atomo di radon formato rincula nella direzione opposta” (Penzo S., 2006), dunque si deve anche far riferimento alla posizione degli atomi di radio, in particolare a quelli sulla superficie dei granuli, e alla direzione di rinculo. In pratica, il radon che si origina dal decadimento del radio nel reticolo cristallino può sia essere assorbito dal grano stesso o da un altro adiacente, sia essere emesso negli spazi interstiziali (Rossetti, 2008), e solo in quest’ultimo caso ha la possibilità di fuoriuscire dai granuli e quindi di migrare. I pori interstiziali possono poi essere saturi oppure no. Pertanto, nella maggior parte dei casi, solo una piccola frazione del radon che viene generato riesce a giungere nei pori, da cui successivamente può subire fenomeni di trasporto, insieme ad altri gas del suolo o per mezzo dell’acqua.

Vi sono però numerosi altri fattori che condizionano la concentrazione di radon, che può variare notevolmente sia da un tipo di suolo ad un altro sia per un determinato tipo di suolo. Tale variabilità è dovuta non solo al variare del contenuto di acqua e della compattazione (Helweick et al., 1989), ma anche di altri parametri, come la profondità e fattori climatici (Asher-Bolinder et al., 1990). Infatti, in seguito a diverse attività di misura, spesso eseguite su base nazionale in diversi stati, si può notare che tali valori di concentrazione possono andare da qualche decina o centinaia di Bq/m³

fino a molte migliaia di Bq/m³, tanto da essere misurate in MBq/m³. Anche per le concentrazioni outdoor, che però sono in genere più basse poiché il radon si disperde rapidamente all'aria aperta, i valori medi osservati possono andare da pochi Bq/m³ fino a qualche centinaia di Bq/m³, ma su brevi periodi si possono osservare anche concentrazioni dell'ordine di migliaia di Bq/m³ (Robe et al., 1992).

Per quel che riguarda il tipo di suolo, si deve dire che ogni terreno presenta particelle solide di forma e dimensioni variabili. Tuttavia, per classificare un terreno si suppone innanzitutto che tutte le particelle solide abbiano forma sferica e, in tal modo, la classifica dimensionale può basarsi sull'indicazione dei loro diametri. Pertanto, una prima suddivisione distingue lo *scheletro*, con cui si intendono le particelle di diametro maggiore a 2 mm, e la *terra fine*, che comprende invece le particelle con diametro inferiore a 2 mm. A questo punto, per convenzione internazionale, si può ricavare la classificazione del terreno riportata in Tabella 4.3, anche se esistono differenti sistemi di classificazione granulometrica dei terreni:

Tabella 4.3 - Classificazione granulometrica del terreno (Fonte: Sequi et al., 2017)

Tipo di suolo	Diametro dei grani (mm)
Scheletro	> 2
Sabbia grossa	0,2 - 2,0
Sabbia fine	0,02 - 0,2
Limo	0,002-0,02
Argilla	< 0,002

Con il termine *emanazione* si intende poi il fenomeno attraverso cui gli atomi di radon che si formano riescono a sfuggire dai grani. L'emanazione dipende anch'essa dal tipo di suolo e dal contenuto d'acqua (Rossetti, 2008). In Tabella 4.4 sono riportati i valori tipici che assume il coefficiente di emanazione, definito come il rapporto fra il numero di atomi di radon che vengono rilasciati da un solido e il numero di atomi di radon che, totalmente, si generano, in diversi tipi di suolo tra i più comuni:

Tabella 4.4 - Valori tipici dei coefficienti di emanazione di diversi tipi di suolo (Fonte: Rossetti, 2008)

Tipo di suolo	Coefficiente di emanazione
Ghiaia	0,15 - 0,40
Sabbia	0,15 - 0,30
Argilla	0,30-0,70
Crushed Rock	0,05 - 0,15
Crushed Rock ricco di uranio	0,15-0,30

Pertanto, come si nota, il contenuto di U-238 condiziona in modo molto importante l'emanazione di radon, ma non è l'unico fattore da considerare. Anche la granulometria influenza notevolmente tale fenomeno, dato che uno dei principali aspetti da prendere in esame è la possibilità che il gas che si forma dal decadimento radioattivo dei progenitori entri nell'aria interstiziale, contenuta fra i pori di materiale solido (Baixeras et al., 2001). Inoltre, da un esperimento condotto su 400 campioni, corrispondenti a tipi diversi di suolo, si è ricavato che l'emanazione di radon risultava essere inversamente proporzionale alla granulometria del terreno, per particelle di terreno di dimensioni superiori a 0,5 mm. In tale esperimento non si sono però riscontrate differenze nell'emanazione al variare della temperatura, per un contenuto d'acqua pari al 5%, per ogni campione di suolo (Markkanen e Arvela, 1992). Infine, in un successivo esperimento in laboratorio, si è dimostrato che il valore del coefficiente di emanazione inizialmente aumenta con l'aumentare del contenuto di umidità, ma poi diminuisce, prima di raggiungere condizioni sature (Menetrez et al., 1997).

Le concentrazioni di radon nei pori del suolo sono poi influenzate dai processi di trasporto. Tali processi sono essenzialmente la diffusione, che segue la legge di Fick, e il trasporto per mezzo fluido, che può essere acqua o gas, che segue la legge di Darcy. Sono stati compiuti diversi esperimenti ed elaborati vari modelli per studiare il trasporto di radon nel suolo, anche con l'ausilio di apposite macchine o strumenti di laboratorio, per cercare di riprodurre il trasporto in condizioni controllate (come riportato da Van der Graaf et al., 1992 oppure da Menetrez et al., 1997).

La lunghezza del percorso che il radon può percorrere dipende dal suo tempo di dimezzamento e si ha che, se il moto è prevalentemente diffusivo, la massima distanza percorribile è in genere dell'ordine dei centimetri o al più dei metri, mentre se il moto avviene con trasporto da parte di un altro fluido si possono percorrere distanze molto maggiori (Penzo, 2006). In ogni caso, tra i principali fattori che influenzano la migrazione del radon vi sono la porosità, la permeabilità e il grado di fratturazione del suolo dove si origina e di quello soprastante, nonché il contenuto d'acqua degli spazi intergranulari. Infatti la permeabilità, ad esempio, dipende non solo dalla dimensione granulometrica del terreno, dalla disposizione con cui i grani sono accumulati e dal grado di compattamento, ma anche dal contenuto d'acqua (Rodgers e Nielson, 1991). Pertanto, il radon che si origina nel sottosuolo può migrare verso l'alto, attraversando il suolo, fino a quando avviene il suo rilascio in atmosfera.

Il principale meccanismo di trasporto di tale gas nel suolo è la *diffusione*, che è dovuta al moto casuale delle molecole e degli atomi costituenti il gas, a causa delle collisioni fra gli stessi atomi o molecole, che avvengono per via dell'agitazione termica. È un fenomeno di trasporto della materia da una zona ad alta concentrazione verso una o più zone a concentrazioni inferiori, che può

avvenire nei gas, nei liquidi e nei solidi. In pratica, la diffusione si esplica come un moto di atomi e molecole, dovuto alle collisioni tra particelle del soluto (specie che diffonde) e del solvente. Il moto delle collisioni coinvolge quindi atomi e molecole e risulta casuale a livello microscopico, ma a livello macroscopico si verifica un moto risultante diretto da zone ad alta concentrazione verso zone a bassa concentrazione (Locci, 2009). Il fenomeno della diffusione può essere espresso in forma matematica dalla legge di Fick. Questa fu determinata in maniera empirica nel 1855 dal fisico tedesco Adolph Fick, secondo cui si ha, in generale:

$$\bar{J}_i = -\rho_t D_{ij} \nabla w_i$$

dove \bar{J}_i esprime il flusso massico del componente i nel mezzo j , ossia la quantità di materia del componente i che viene trasportata per unità di superficie e per unità di tempo attraverso tale mezzo, mentre ∇w_i esprime la variazione nello spazio della frazione massica del componente i , ρ_t la densità totale e D_{ij} il coefficiente di diffusione degli atomi o delle molecole del componente i nel mezzo j . Il segno negativo indica un moto da una zona a maggior concentrazione ad una a concentrazione inferiore. Come si nota, quindi, si verifica un moto di un componente causato da un gradiente di concentrazione. In forma approssimata e semplificata e solo per quanto riguarda gli scopi di questa tesi, si può far riferimento al coefficiente di diffusione D del radon in un determinato mezzo, che può essere anche poroso come il terreno. Il coefficiente di diffusione assume un valore maggiore nei gas, poiché le forze intermolecolari esercitate dal mezzo gassoso sugli atomi o sulle molecole che diffondono sono molto deboli, mentre è molto inferiore nei liquidi. Infatti, in questo caso, vi è una minore mobilità di atomi e molecole, a causa di un legame più forte. Per quanto riguarda il trasporto del radon nel terreno, si deve dire che nei solidi la diffusione procede ancora più lentamente, poiché solo gli atomi sono abbastanza piccoli da potersi muovere all'interno dei reticoli cristallini che costituiscono la struttura dei solidi (Locci, 2009). Tuttavia si deve tener conto che il terreno è un mezzo poroso, quindi non si deve far riferimento a un mezzo completamente solido. Innanzitutto allora, in Tabella 4.5 sono riportati i valori tipici del coefficiente di diffusione D del radon in diversi mezzi. Diverse misure sperimentali del coefficiente di diffusione sono state effettuate su migliaia di campioni di suolo che vanno dalla sabbia ghiaiosa fino all'argilla fine, con umidità che varia dal caso di terreni secchi fino a completamente saturi, e tali misure hanno dato valori del coefficiente di diffusione che vanno da 10^{-5} a 10^{-10} m²/s. Il valore limite superiore del coefficiente di diffusione è quello che assume in aria aperta.

Tabella 4.5 - Valori tipici del coefficiente di diffusione D del radon in diversi mezzi (Fonte: Rossetti, 2008)

Mezzo	Coefficiente di diffusione D (m ² /s)
Aria	10 ⁻⁵
Ciottoli-ghiaia grossolana	10 ⁻⁵ - 5x10 ⁻⁶
Sabbia asciutta	10 ⁻⁵
Sabbia umida	2,5x10 ⁻⁶
Argilla	8x10 ⁻⁸
Acqua	10 ⁻⁹

Il radon quindi diffonde bene in terreni ghiaiosi e di sabbia asciutta, così come in aria, mentre si può notare che la diffusione è molto minore in terreni con prevalenza di argilla satura. Infatti, si è potuto dimostrare che la diffusione di radon aumenta all'aumentare dell'umidità fino a un certo valore di questa, ma poi tende a diminuire, fino a raggiungere un valore minimo proprio in corrispondenza di un terreno saturo, a causa del valore più basso del coefficiente di diffusione attraverso l'acqua (Singh et al., 1990). In più, il coefficiente di diffusione in aria è 10000 volte più grande di quello in acqua (Rossetti, 2008), quindi la distanza che il radon riesce a compiere per diffusione in aria è chiaramente maggiore di quella che può compiere in acqua o in terreni saturi. Tale comportamento del coefficiente di diffusione al variare dell'umidità è stato confermato da numerosi studi, anche usando differenti strumenti. Inoltre, l'influenza della diffusione aumenta all'aumentare della porosità del terreno e diminuisce all'aumentare dello spessore di terreno considerato (Shweikani et al., 1995). Un altro meccanismo di trasporto è poi il *trasporto per mezzo fluido*, che è dovuto al moto d'insieme di un fluido e non può quindi avvenire nei solidi. Infatti i gas e i liquidi sono soggetti sia a forze di volume, che agiscono quindi su tutto il volume del fluido, come gravità o campi elettromagnetici, sia a forze di superficie, che agiscono invece sulla sola superficie del volume di fluido. L'applicazione di tali forze determina un moto d'insieme (Locci, 2009). Il gas radon, in questo caso, viene trasportato dall'aria o dall'acqua, che si muovono nel mezzo poroso sotto l'effetto di un gradiente di pressione, lungo la direzione di flusso di tali fluidi. Allora, la legge che spiega il moto di un fluido in un mezzo poroso è in generale la legge di Darcy, formulata nel 1856 sulla base delle sperimentazioni sul flusso d'acqua attraverso mezzi porosi, che nella sua forma più semplice si scrive come:

$$Q = KAi = KA \frac{\Delta h}{L}$$

dove Q rappresenta la portata di fluido, A l'area della sezione trasversale del mezzo poroso in cui avviene il flusso, i il gradiente piezometrico, K la conducibilità idraulica. Tale formulazione della legge di Darcy vale però, sotto alcune condizioni, per il flusso di acqua in mezzi porosi, ad esempio

un acquifero, come indicato in Figura 4.1, ma ci consente comunque di capire che il fluido si muove sotto effetto di un gradiente all'interno di un mezzo poroso, con una velocità apparente data da $v = Ki$, mentre la velocità reale o effettiva è $v_e = v/n_e$, dove n_e rappresenta la porosità efficace (Di Molfetta e Sethi, 2012), che è riferita ai pori intercomunicanti. Il trasporto del radon avviene pertanto grazie al moto d'insieme di tale fluido che funge da mezzo di trasporto, che come detto precedentemente può essere non solo acqua, ma anche gas. In questo caso si ha allora un trasporto lungo la direzione di flusso del fluido, con una velocità pari a quella effettiva con cui si muove tale fluido. Il fenomeno del trasporto di radon attraverso un altro mezzo fluido è molto importante per quel che concerne la risalita di radon attraverso il suolo e la conseguente entrata negli edifici. Infatti differenze di pressione, dovute a differenti temperature dall'aria, possono creare flussi convettivi dal basso verso l'alto. Tale meccanismo di trasporto per mezzo fluido è chiamato anche *advezione* o *convezione*, anche se, in realtà, sarebbe più corretto intendere la convezione come somma dei fenomeni di advezione e diffusione. In tal caso il termine advezione non fa riferimento quindi al fenomeno di trasporto per diffusione, ma descrive solo il trasporto di una quantità a causa del moto collettivo delle particelle che costituiscono il fluido, come in un fiume o una tubazione.

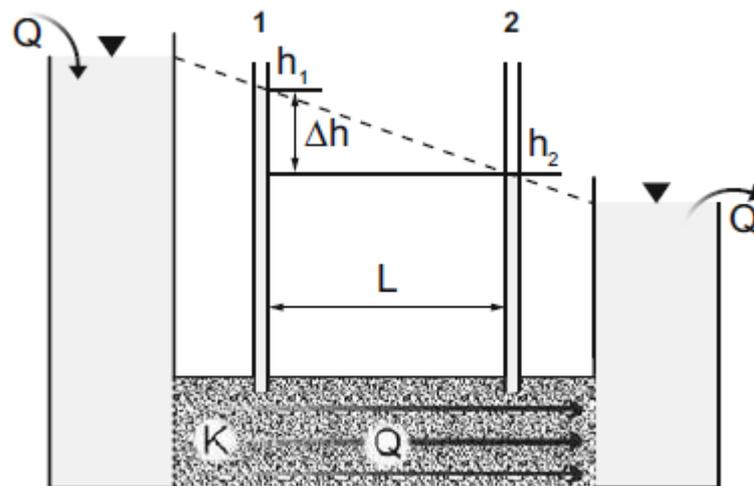


Figura 4.1 - Dispositivo per la verifica della legge di Darcy (Fonte: Di Molfetta e Sethi, 2012)

In ogni caso, come detto precedentemente, fra i principali parametri che influenzano il trasporto di radon nel suolo si devono considerare la porosità, la permeabilità, il grado di fratturazione e l'umidità. Infatti, il valore che assume il coefficiente di diffusione è influenzato principalmente dalla porosità del suolo e dal contenuto di acqua, mentre quello della permeabilità dal tipo di suolo, quindi dalla misura e forma dei pori, dalla porosità e dal contenuto di acqua. Il valore che assume la permeabilità può variare di dieci ordini di grandezza. In generale, il trasporto di radon nel suolo può

essere schematizzato come in Figura 4.2. Generalmente un suolo non è isotropico né omogeneo, pertanto il flusso del radon potrebbe avvenire seguendo vie preferenziali, anche perché, come si nota, la permeabilità di un suolo può dipendere da fratture e crepe generate a causa della disseccazione del terreno, oppure nel caso di presenza di vegetazione gli apparati radicali possono creare canali e vie di fuga preferenziali. Un caso particolare che si riporta è relativo al villaggio di Döttingen, in Germania. Qui sono state rilevate alte concentrazioni di radon indoor in un'area che però presenta un basso livello di uranio e radio e una bassa concentrazione di radon nel suolo. Normalmente le concentrazioni di radon nel suolo sono correlate con i valori del radon emanato in atmosfera, ma anche con il contenuto di radio nei terreni e nelle rocce circostanti. Invece in questo caso sono state rilevate concentrazioni di radon indoor inusualmente elevate, dovute alla migrazione ascendente del radon in seguito alla convezione di acque sotterranee e gas del suolo lungo fratture e faglie tettoniche di origine vulcanica (Keller et al., 1992). Invece, in altri casi, si possono notare correlazioni dirette tra contenuto di uranio e radio nel suolo, concentrazioni di radon nei gas del suolo e concentrazioni di radon indoor, come in uno studio effettuato in Pennsylvania. In questo caso si dimostra chiaramente che la concentrazione di radon nel suolo è attribuibile al contenuto di uranio dei terreni. La permeabilità dei terreni non varia abbastanza da influenzare la disponibilità di radon eccetto dove la roccia fratturata è vicina alla superficie. In questo caso è il flusso convettivo, piuttosto che la diffusione, ad essere il principale meccanismo di trasporto del radon (Agard e Gundersen, 1991).

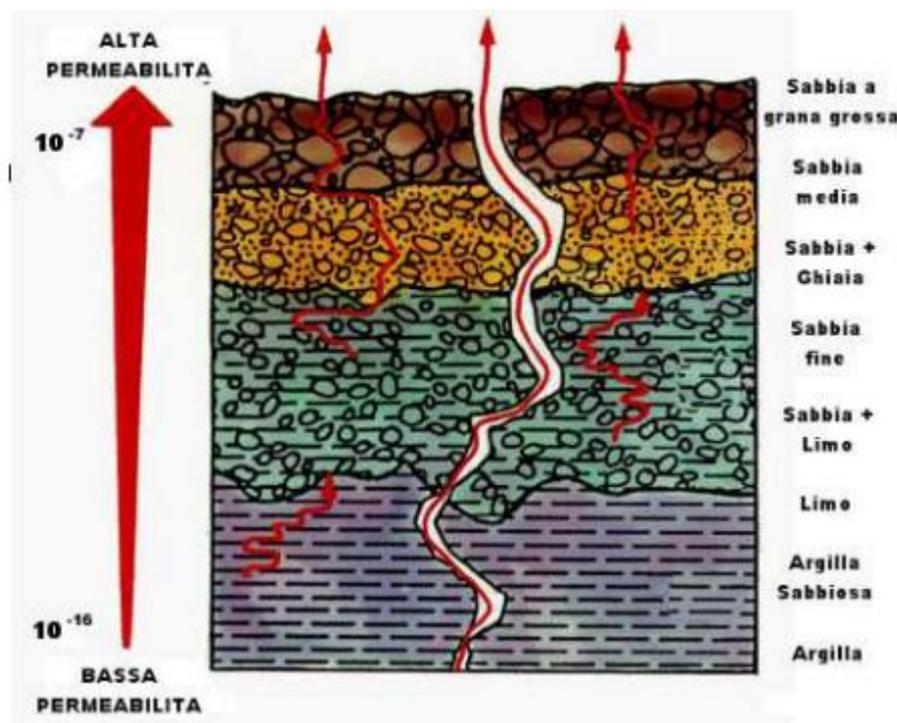


Figura 4.2 - Schema di trasporto del radon nel suolo (Fonte: Osservatorio Geofisico Novara)

Sulla base di quanto detto, mentre la porosità del suolo è un fattore costante, altri fattori sono invece variabili, come la permeabilità, l'umidità e il grado di fratturazione. Ad esempio, la pioggia e l'irrigazione possono cambiare il contenuto di acqua del terreno, oppure possono intervenire processi come lo sviluppo di fessurazioni e fratture dovute alle radici, in caso di presenza di vegetazione. Pertanto, anche la vegetazione può avere una influenza non trascurabile sulla permeabilità del terreno e quindi sul trasporto di radon (Morris e Fraley, 1994). Allora è doveroso citare anche l'influenza di fattori meteorologici per quanto riguarda il trasporto di radon attraverso il suolo e il suo rilascio in atmosfera. Fra i primi tentativi volti a misurare l'influenza di tali fattori sul contenuto di radon nel suolo vi è un esperimento compiuto negli anni 1944-1945: considerando quattro diverse profondità pari a 25, 75, 150 e 200 cm, attraverso camere di ionizzazione collegate con un elettrometro bifilare Wulf, si misurò il contenuto di radon nel suolo per un periodo di tempo di circa 10 mesi, con 177 giorni di indagine effettiva, e ciò consentì di pervenire a diverse conclusioni. Innanzitutto, si mostrò che il contenuto di radon nel terreno secco analizzato aumenta all'aumentare della profondità, almeno con riferimento alle profondità indagate. Inoltre, si notò che una velocità del vento elevata per un certo numero di ore riduce sensibilmente il contenuto di radon negli strati superiori del terreno, mentre, secondo tale esperimento, i cambiamenti della temperatura del terreno non hanno apparentemente alcun effetto significativo sulla concentrazione di tale gas nel suolo (Kovach, 1945). Tuttavia, altri studi più recenti mostrano che il comportamento del gas radon al variare delle condizioni meteorologiche non è così chiaro come espresso precedentemente e tende a variare molto a seconda della zona in cui si effettuano le misure. Ad esempio, un esperimento compiuto nel 1990 in Pennsylvania mostra che in cinque diversi siti, a profondità di campionamento superiori a 70 cm, i valori dell'attività del radon sono più bassi in inverno che in estate. Questo apparentemente si potrebbe spiegare considerando che il radon è trattenuto nel terreno, durante l'inverno, in una forma diversa dalla fase gassosa, ad esempio nell'acqua interstiziale o assorbita su solidi, a causa dell'aumento dell'umidità e della diminuzione della temperatura. Invece a profondità inferiori a 70 cm tali valori sembrano essere più elevati in inverno che in estate, ma con minimi e massimi irregolari in uno dei siti considerati, mentre in altri due siti i valori superficiali mostrano andamenti simili ai valori profondi, con massimi in estate (Rose et al., 1990). La maggior parte degli altri studi mostra un maggior contenuto di radon in inverno o in terreni umidi o congelati, dovuti perlopiù all'effetto del capping da suolo saturo o congelato. Tuttavia, in altri casi, ad esempio in terreni con abbondanza di argilla in Svezia, si è misurato un contenuto di radon più elevato in estate e in autunno. In genere, però, lo strato superiore del suolo è quello che viene più condizionato da fattori meteorologici. Ad esempio, in tale strato il coefficiente di diffusione del radon può essere ridotto di diversi ordini di grandezza a causa di un aumento del contenuto idrico.

Invece, il riscaldamento giornaliero dell'atmosfera comporta un maggiore scambio di gas tra lo strato superiore di suoli porosi e secchi e l'aria soprastante. In questo caso le variazioni della concentrazione di radon dipendono quindi dall'intensità del riscaldamento e dalla porosità del terreno (Schultz e Keller, 1994).

Inoltre, altre concentrazioni di radon in atmosfera si possono rinvenire in corrispondenza di terreni ghiaiosi, quindi molto porosi, o con presenza di rocce fratturate. Invece a terreni alluvionali compatti sono in genere associate basse concentrazioni di radon in atmosfera. Anche in tal caso vanno però considerate influenze meteorologiche. Un ulteriore studio compiuto su un terreno semiarido mostra che le concentrazioni di radon nel suolo a 100 cm di profondità aumentano in inverno e in primavera, mentre sono più basse in estate e in autunno. Ciò è causato da una maggiore umidità del suolo e dall'effetto di capping dell'acqua superficiale o del ghiaccio, nei periodi invernali o primaverili. La maggiore umidità è riconducibile a precipitazioni più elevate ed ad una minor insolazione, che fa in modo che l'acqua evapori più lentamente e penetri più in profondità. Invece l'aumento dell'insolazione riscalda e asciuga il terreno, limitando la quantità di acqua che raggiunge i 100 cm. Inoltre, quando il terreno si asciuga, si sviluppano profonde crepe nel suolo, che favoriscono il trasporto convettivo del gas, aumentando il flusso di radon nell'atmosfera e riducendo così la sua concentrazione nel suolo (Asher-Bolinder et al., 1990). Variazioni stagionali delle concentrazioni di radon sono state misurate anche in Canada. Si è dimostrato che, oltre ad essere poco correlate con il contenuto di uranio nel terreno, tali variazioni sono attribuibili principalmente all'umidità. Un modello dell'umidità del suolo ha infatti mostrato che a causa della bassa precipitazione, l'argilla si secca in estate, dando origine a numerose fratture e permettendo, in questo modo, al radon di migrare facilmente attraverso il terreno (Grasty, 1994).

Oltre a variazioni stagionali, sono state riscontrate anche variazioni diurne significative della concentrazione di radon nel suolo. In uno studio del 2002 sono state rilevate variazioni nello strato superficiale più alto e nell'interfaccia suolo/aria, ma non negli strati di terreno più profondi. La variazione di radon nello strato superficiale superiore è perlopiù associata all'inversione diurna del gradiente di temperatura tra il suolo e l'aria che dà origine a una migrazione convettiva del gas. Questo fenomeno si aggiunge ai comuni processi di diffusione verso l'alto, invece la variazione osservata all'interfaccia suolo/aria è causata dall'interazione tra il gradiente di temperatura e la velocità del vento (Schubert e Schultz, 2002).

Si deve poi dire che oltre all'effetto di capping dovuto all'acqua superficiale o al ghiaccio, chiaramente anche le formazioni del substrato roccioso possono impedire la risalita di gas radon, a causa di un confinamento litostatico (Rossetti, 2008).

Inoltre, anche il gradiente di concentrazione e il gradiente di pressione sono dati variabili. In tal caso è di particolare importanza l'influenza della pressione atmosferica che generalmente condiziona il movimento del gas del suolo nell'atmosfera: al diminuire della pressione si verifica un aumento del flusso a causa del pompaggio del gas dal sottosuolo verso l'atmosfera, mentre, al contrario, un aumento di pressione tende a forzare l'aria atmosferica verso il sottosuolo.

In uno studio recente, compiuto in Giappone, si sono poi studiati altri fattori che influenzano le concentrazioni di radon, come il contenuto nel terreno di Ra-226, la composizione, il contenuto di acqua, il pH e la conducibilità, oltre che i fattori meteorologici. Si è dimostrato che il contenuto del radon del suolo variava nel tempo e da un sito di campionamento all'altro in modo apprezzabile, tuttavia il rapporto degli isotopi di radon ($^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$) nel suolo era costante all'interno di ciascun sito di campionamento, indipendentemente dalla variabilità dei valori della concentrazione di questi nuclidi durante il periodo di monitoraggio (Fujiyoshi et al., 2002).

In ogni caso il radon che viene generato nello strato superiore della crosta terrestre, se riesce a sfuggire ai grani solidi del terreno e ad entrare nei pori interstiziali, può migrare verso l'atmosfera. Infatti, dopo essere risalito attraverso il suolo, può essere rilasciato in atmosfera dopo aver attraversato l'interfaccia suolo/aria con una velocità detta di esalazione, che si misura in $\text{Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Rossetti, 2008). I valori medi della velocità di esalazione riportati sono $0,015\text{-}0,048 \text{ Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ per il Rn-222 e $1,6\text{-}1,7 \text{ Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ per il Rn-220 (Nazaroff, 1992). Tuttavia, i range di valori osservati possono essere molto ampi, infatti da un'indagine in Francia del CEA (Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives), eseguita in diverse regioni e sempre per diversi tipi di suolo, i cui risultati furono riportati nel 1992, si notò che i valori di tale grandezza potevano variare fra $10^{-3} \text{ Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $50 \text{ Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Robe et al., 1992). Tale velocità di esalazione dipende fortemente dal tipo di suolo analizzato, infatti è stato ulteriormente dimostrato che anche in suoli con un elevato contenuto di radionuclidi progenitori la velocità di esalazione può essere più bassa di suoli con un contenuto di tali radionuclidi più basso, a causa del basso potere emanante (Khan et al, 1998).

Da quanto detto, sia le concentrazioni di radon nel suolo che le velocità di esalazione e le caratteristiche del trasporto del radon sono connesse a fattori geologici, pedologici e climatici, come il contenuto di radio, la dimensione dei grani, l'ubicazione dei progenitori di radon nei grani del suolo o sui rivestimenti dei grani e le condizioni di umidità. Infatti, si sono trovate diverse correlazioni, anche se non tutte statisticamente significative, tra l'attività del radon e la temperatura dell'aria, la permeabilità del suolo, la concentrazione di uranio superficiale, ma anche la vicinanza a miniere sotterranee e la pressione atmosferica (Harnapp et al., 1997). Tuttavia, si ritiene che i parametri principali che influenzino la concentrazione di radon nei terreni, ma anche in ambiente

esterno, siano il contenuto di uranio e radio nel suolo. Infatti, abbastanza spesso alti livelli di radon sono osservati su litologie con elevato contenuto di uranio (Ielsch et al, 2001). Inoltre, diversi dati ricavati da studi sul campo mostrano che i suoli derivati da rocce simili, ma in regioni diverse, hanno coefficienti di emanazione diversi. Ciò è dovuto agli effetti del clima su tali caratteristiche del suolo. In ogni caso, i dati sul contenuto di progenitori del radon nel suolo, la permeabilità, la porosità e il grado di umidità, abbinati con i dati sui coefficienti di emanazione, possono però costituire una base per lo sviluppo di modelli predittivi che riguardano la generazione di radon nelle rocce e nei terreni (Schumann e Gundersen, 1997).

Un caso studio particolare di come la geologia del sito può notevolmente influenzare le concentrazioni di radon, anche indoor, è riferito al villaggio di Umhausen, in Austria. In tale villaggio del Tirolo, di 2600 abitanti, sono state misurate concentrazioni inusualmente elevate di radon indoor. Infatti, in inverno, si sono rilevati valori medi di concentrazione pari a 3750 Bq/m³ negli scantinati e 1160 Bq/m³ nei pianterreni, mentre in estate di 361 Bq/m³ negli scantinati e di 210 Bq/m³ nei pianterreni. Tuttavia sono stati anche misurati valori massimi fino a 274000 Bq/m³. In questo caso, dunque, i valori di concentrazione del radon indoor sono più alti in inverno che in estate. Le concentrazioni insolitamente elevate di radon sono dovute alla geologia della località. Infatti, la parte di Umhausen con le concentrazioni di radon più elevate è costruita su un deposito alluvionale di gneiss granitico. Su tale deposito, misurazioni del contenuto di radio in vari campioni di rocce hanno mostrato un valor medio di 125 Bq/kg, mentre il valore medio della velocità di esalazione del radon calcolato è risultato essere pari a 0,4 Bqm⁻²s⁻¹. Il materiale del deposito roccioso è fortemente fratturato e ciò fa presupporre elevati valori del coefficiente di emanazione e del coefficiente di diffusione del radon nel terreno. Si è ricavato allora un coefficiente di diffusione di 8×10^{-6} m²/s, mentre per il coefficiente di emanazione si è ottenuto un valore medio di 0,3. Tale deposito roccioso su cui è stato costruito parte del villaggio è quindi risultato essere la principale fonte di radon. Le concentrazioni elevate di radon indoor che sono state misurate a Umhausen sono anche correlate ad un aumento statisticamente significativo della mortalità, a causa dell'insorgenza di cancro al polmone, rispetto alla popolazione dell'intero Tirolo (Ennemoser et al., 1994).

4.4 – RADON NELLE ACQUE DI FALDA

Il radon è un gas solubile in acqua, anche se la solubilità di tale gas aumenta al diminuire della temperatura dell'acqua. Dunque, il radon può essere trasportato dalle acque che scorrono nel sottosuolo, dato che può trovarsi in soluzione in queste. Inoltre, se i pori interstiziali sono saturi, il coefficiente di diffusione assume un valore molto basso, pertanto in questi casi il trasporto per mezzo fluido diviene il meccanismo predominante di trasporto, soprattutto nel caso di veloci

spostamenti dell'acqua di falda che implicano un significativo aumento del radon liberato (Rossetti, 2008). Uno dei primi studi sul contenuto di radon nelle acque fu sempre condotto nella regione tedesca di Erzgebirge, nel 1908 (Schuttman W., 1990). Inoltre, rilevare il contenuto di radon delle acque di falda è molto importante anche per le acque destinate al consumo umano. Ad esempio, sempre tra i primi studi circa la concentrazione di radon nelle acque si può citare una ricerca condotta in Olanda riferita a campioni di acque di rubinetto, che provenivano da acque sotterranee (Sizoo e Koene, 1938).

Si possono misurare elevate concentrazioni di radon nelle acque che scorrono nelle cavità e nelle fratture delle rocce, che dipendono in primo luogo da fattori geochimici e geologici locali, come la presenza di faglie o l'alto contenuto di uranio nelle fratture e nelle fessure (Lawrence et al., 1991). Infatti, una delle ragioni della alte concentrazioni di radon è dovuta alla presenza dell'uranio esavalente nelle rocce circostanti. Questo viene lisciviato dalle rocce e, poiché è solubile, rimpingua le acque di falda. Può poi succedere che l'uranio e i suoi figli precipitino sulla superficie delle fessure e delle cavità, ad esempio a causa di reazioni chimiche. In questo caso, l'acqua che entra in contatto con tali superfici si arricchisce di radon (Rossetti, 2008). In molti casi, infatti, è stato dimostrato che il Rn-222 non è in equilibrio secolare con U-238 e con Ra-226 nell'acqua. Pertanto, il maggior contributo da parte di U-238 e di Ra-226 necessario per un elevato contenuto di radon deve derivare da radionuclidi presenti localmente nella roccia (Lawrence et al., 1991). Anche in questo caso, però, la concentrazione di radon che si può rinvenire dipende non solo dal contenuto di uranio e radon nelle rocce circostanti, ma anche dalla posizione degli atomi di radio. Ad esempio, durante uno studio compiuto nel 1991, si misurarono le concentrazioni di uranio, radio e radon disciolte in diversi campioni di acqua. In ogni campione, si notò che le concentrazioni di uranio e radio disciolti erano molto minori rispetto a quelle del radon. Tuttavia, la quantità totale di radon che sarebbe potuta essere generata dalle rocce dell'acquifero, dato il loro contenuto di uranio, è molto più elevata delle concentrazioni osservate nelle acque sotterranee. Pertanto, tale risultato è giustificato dalle efficienze di emanazione delle rocce dell'acquifero studiate, che devono essere prossime al 10% o ancora minori. A causa di queste basse efficienze di emanazione, si ha che, per osservare tali concentrazioni di radon in acqua, è necessario che una frazione del Ra-226 nella roccia si trovi vicino all'interfaccia acqua-roccia, così che il Rn-222, una volta generatosi, possa essere trasferito in modo rapido ed efficiente alla fase acquosa (Wanty et al., 1991).

Chiaramente, anche per quel che riguarda il contenuto di tale gas nelle acque sotterranee ha molto importanza il tipo di suolo circostante. Ad esempio, in Finlandia si è dimostrato che le concentrazioni di radon nelle acque sotterranee sono più elevate nel sud del paese, dove si rinvenivano rocce composte da graniti o migmatiti con abbondante presenza di granito o pegmatite

(Lahermo e Juntunen, 1991), mentre in Polonia sono molto alte in rocce metamorfiche, principalmente gneiss, che presentano degli alti contenuti di uranio, torio e radio (Ciezkowski e Przylibski, 1997). Sempre in tali località polacche, si è stimato il coefficiente di emanazione del radon da rocce cristalline in acque sotterranee. Da un primo studio si è ricavato che i valori stimati del coefficiente di emanazione per le rocce cristalline dei Monti Sudeti sono compresi in un range fra 0,07 e 0,41. Tuttavia, si deve tener conto di alcuni errori di stima della porosità, della saturazione e della densità della roccia, per cui da successivi calcoli si sono ricavati i valori corretti, che variano da 0,05 a 0,60. I valori più elevati di tale coefficiente di emanazione, ossia 0,21, 0,33 e 0,41, sono stati ottenuti per campioni di rocce prelevati in aree di dislocazione tettonica, mentre quelli più bassi per rocce campionate fuori da zone di dislocazione (0,07 e 0,09). I risultati mostrano che il coefficiente di emanazione delle rocce può avere un'elevata influenza sulla concentrazione di radon nelle acque sotterranee rispetto al contenuto di radio delle rocce del bacino idrico (Przylibski, 2000).

Per quel che riguarda le acque di falda che vengono prelevate dai pozzi, si tenga presente che va considerata anche l'influenza del pompaggio per quanto riguarda le variazioni delle concentrazioni di radon, come dimostrato da diversi studi. Ad esempio, viene riportato che in campioni di acqua raccolti da singoli pozzi, per periodi di vari mesi, si sono verificate fluttuazioni significative circa il contenuto di radon disciolto. Queste fluttuazioni possono essere dovute sia a fluttuazioni stagionali della falda freatica, che determinano un diverso contributo delle varie zone di provenienza dell'acqua all'interno del pozzo, sia alle tensioni di pompaggio (Lawrence et al., 1991).

In ogni caso, la concentrazione media del radon contenuto nelle acque di falda varia di solito fra 10 e 200 Bq/L. Tuttavia, si possono trovare anche concentrazioni superiori a 1000 Bq/L, specie in acque sotterranee a diretto contatto con rocce molto ricche di uranio, come ad esempio graniti (Akerblom et al., 1997). Inoltre, la presenza di uno strato superiore di argilla può agire da confinamento, aumentando il contenuto di radon nelle acque sottostanti (Hoogteijling et al., 1948). Negli USA, la concentrazione media di radon-222 nelle acque sotterranee risulta pari a 350 pCi/L. In alcuni terreni del Maine, con un contenuto di uranio che varia da 0,001% a 0,40%, il valore della concentrazione di radon è risultata essere anche di 1000000 pCi/L, molto al di sopra della media nazionale (Paulsen, 1991).

In Italia, un caso studio particolare è quello delle falde carsiche in Puglia. Infatti, è stato dimostrato che l'attività del radon-222 nelle falde acquifere pugliesi può essere pari a 500 Bq/L, a livello locale. Tuttavia la normale attività del radio-226 nel calcare e nelle dolomie calcaree della falda acquifera non è sufficiente per giustificare un livello così alto. Le indagini di laboratorio hanno

dunque identificato il maggior contributo dovuto all'attività del radio-226 nella "terra rossa", che è un residuo che occupa fessure e cavità nel substrato roccioso, e anche la relazione che intercorre fra l'attività di radio nella roccia e nella "terra rossa" e il radon in acqua. La "terra rossa" è in questo caso la fonte principale del radon nelle falde acquifere (Tadolini e Spizzico, 1998).

4.5 – SORGENTI MINORI DI RADON

Oltre al sottosuolo e alle acque sotterranee, ci sono altre fonti di radon atmosferico, il cui contributo può ritenersi però trascurabile in molti casi. Ad esempio, la CO₂ è un vettore di trasporto molto comune del radon, permettendo il trasporto nel suolo, verso la superficie, attraverso fessure e cavità del terreno. Altre sorgenti di radon sono poi le acque superficiali. È stato dimostrato, nello studio di alcuni fiumi e laghi in Arkansas, che il contenuto di radon nei fiumi varia da 0,0084 a 1,07 mμCi (millimicrocuries, dove 1 mμCi=10⁻⁹ Ci) per litro di acqua, e quelli dei laghi variano da meno di 0,001 a 0,123 mμCi/L. Molta influenza sul contenuto di radon delle acque superficiali è dovuta ai letti di roccia su cui scorrono. Infatti per corsi d'acqua che scorrevano su letti di scisti neri dell'Ordoviciano si è misurata una concentrazione media di 0,275 mμCi/L di radon, mentre quelli che scorrevano sullo scisto di Stanley nero di epoca mississippiana contenevano una media di 0,046 mμCi di radon per litro d'acqua. Invece, il contenuto di radon nel Potash Sulphur Creek, che scorre sulle rocce ricche di uranio come sieniti, variava da 0,09 a 3,16 mμCi/L (Arndt e Kuroda, 1953). Altre sorgenti minori di uranio atmosferico sono riportate in Tabella 4.6, con le rispettive concentrazioni tipiche di radon.

Tabella 4.6 - Concentrazioni tipiche di radon per diverse sorgenti (Fonte: Rossetti, 2008)

Sorgente	Concentrazione di Rn (atomi/cm ³)
Aria sopra gli oceani	0,04
Aria prossima alla superficie della terra	4
Aria del sottosuolo	20000
Valore medio all'interno di un minerale	500000

In ogni caso, per quanto riguarda la distribuzione del radon in atmosfera, è stato dimostrato che vi è un profilo verticale di concentrazione. Infatti questa passa da un valore massimo, in corrispondenza dell'interfaccia suolo-aria, fino a un valore minimo in troposfera. Tale gradiente di concentrazione è dovuto al rimescolamento causato dall'aria, ma anche al breve tempo di dimezzamento del radon (Rossetti, 2008).

Invece, i gas vulcanici sono molto ricchi di prodotti di decadimento longevi del radon, specialmente di Po-210, anche se, al contrario, le fonti vulcaniche di Rn-222 e di Pb-210 sono generalmente

trascurabili in confronto alla produzione del suolo. Quindi ogni anno vengono immesse nella troposfera e nella stratosfera grandi quantità di Po-210, dovute alla normale attività vulcanica, che rappresentano circa la metà del contenuto di Po-210 in entrambe le regioni atmosferiche (Lambert et al., 1979).

4.6 – IL RISCHIO DOVUTO AL RADON IN MINIERE E TERME

Come si è detto precedentemente, le stime di rischio di tumore polmonare dovuto all'esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento scaturiscono essenzialmente da studi epidemiologici compiuti sui minatori in miniere sotterranee, soprattutto quelle che riguardano l'attività estrattiva di uranio. Le condizioni di salute dei minatori sono quindi fortemente correlate al controllo del gas radon in tali ambienti.

Innanzitutto, da un'indagine sulle miniere europee, si è ricavato che il flusso di radon in entrata nell'atmosfera delle miniere può essere scomposto in due diversi componenti, ossia un flusso in entrata permanente e uno variabile. La componente permanente proviene dalla superficie delle rocce e dipende dal loro contenuto di radio-226 e dalla loro natura. L'alimentazione variabile proviene dall'interno della roccia ed è funzione della pressione atmosferica, in quanto è stato dimostrato che all'aumentare della pressione atmosferica diminuisce il contenuto di radon nell'atmosfera delle miniere, mentre al diminuire della pressione aumenta il contenuto di radon, ma naturalmente tale componente dipende anche dalle caratteristiche geologiche delle rocce, ad esempio dalla porosità o dalla presenza di fratture. In pratica, quando la pressione diminuisce, si crea un effetto di aspirazione, che fa aumentare il contenuto di radon atmosferico. Il flusso in uscita di radon dipende invece dai tassi di ventilazione naturale e artificiale, ma anche dal naturale decadimento radioattivo (Pohl-Ruling e Pohl, 1969). Inoltre, un'altra considerazione va fatta riguardo alle velocità di esalazione di radon dei materiali che si rinvergono nelle miniere, in quanto tali velocità possono variare durante la rottura o il trasporto dei materiali (Thompkins, 1974).

Successivamente, uno dei principali aspetti da considerare è relativo alla determinazione dell'esposizione cumulativa al radon e ai suoi prodotti di decadimento a vita breve. Tale esposizione cumulativa viene di solito ricavata a partire da misurazioni di aria sotterranea, tuttavia si può anche considerare che l'esposizione al radon-222 e ai suoi prodotti di decadimento a vita breve nelle miniere causa un aumento del contenuto osseo di piombo-210 nei minatori, quindi l'esposizione cumulativa si può dedurre anche da misure radiochimiche su campioni di ossa (Fry et al., 1983).

Per quel che riguarda la stima del rischio relativo, si fa riferimento a una formula proposta nel Piano Nazionale Radon (2002), che lega, per ogni età, il rischio relativo a diversi parametri. I principali

dati utilizzati per elaborare tale modello di stima riguardano un totale di 68000 minatori e di circa 2700 tumori polmonari. Si ha che il rischio relativo, indicato con RR ed espresso in modo adimensionale, può essere stimato come:

$$RR = 1 + \beta(w_{5-14} + \theta_{15-24}w_{15-24} + \theta_{25+}w_{25+})\Phi_{age}\varphi_z$$

dove β è il rischio per unità di esposizione w , ricordando che l'esposizione è la concentrazione di prodotti di decadimento del radon moltiplicata per il tempo di esposizione, θ_{15-24} e θ_{25+} sono rispettivamente fattori di peso per le esposizioni dai 15 ai 24 anni e dai 25 anni in poi prima dell'età considerata, Φ_{age} è un fattore di peso dipendente dall'età, φ_z è un fattore legato alla durata dell'esposizione. Da tale modello si ricava che il rischio relativo diminuisce con il tempo trascorso dalla fine dell'esposizione, infatti si ha che $\theta_{15-24} = 0,8$ e $\theta_{25+} = 0,4$. Inoltre tale rischio relativo scende anche con l'età, poichè Φ_{age} diminuisce al crescere dell'età, ma cresce all'aumentare della durata dell'esposizione. Si tenga presente che il rischio relativo RR indica il rapporto tra il rischio di sviluppare il tumore polmonare per un certo valore di esposizione al radon e il rischio di sviluppare un tumore polmonare senza esposizione al radon (Carpentieri, 2018).

Inoltre, al radon vengono attribuiti circa il 40% dei tumori polmonari riscontrati in tale popolazione di minatori (Lubin et al., 1995).

Per quel che riguarda il problema della radioattività nelle miniere, inoltre, si deve tener presente che le misurazioni della radioattività aereodispersa sono costose e richiedono tempo. Allora, in uno studio del 1988 si elaborò una relazione che consente di determinare una stima della concentrazione di attività di particelle radioattive aereodisperse a lunga durata, soggette a decadimento α , dalle misurazioni di routine inerenti alla concentrazione di polvere di quarzo respirabile nell'aria. In tale studio, infatti, è stata misurata l'attività delle particelle radioattive aereodisperse in campioni di aria polverosa prelevati in miniere di uranio sotterranee. Successivamente furono misurate le concentrazioni della polvere respirabile totale, utilizzando tecniche di pesatura convenzionali, e della polvere di quarzo respirabile, mediante tecniche di diffrazione dei raggi X. Le misurazioni della radioattività sono state effettuate un mese dopo la raccolta dei campioni di polvere per garantire il completo decadimento radioattivo dei prodotti di decadimento aereodispersi di radon e thoron che si attaccano alle particelle di polvere. Da tali misurazioni, è stato possibile ottenere una relazione lineare che lega l'attività di particelle radioattive aereodisperse a lunga durata con la quantità di quarzo respirabile. L'applicazione pratica dei risultati presentati in questo caso è limitata alle miniere che sono state oggetto di studio, ma l'estensione di questi risultati in altri casi è comunque possibile (Bigu, 1988).

Infine, un altro settore in cui si può avere un'elevata esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento a causa dell'emanazione da materiali d'origine è quello delle terme. In particolare, l'acqua può contenere un'alta concentrazione di radon ed è utilizzata in tutto il mondo per il trattamento terapeutico di diverse patologie, ma in alcune terme le persone fanno uso di tali acque ricche di radon senza alcuna limitazione. Da un'attività di studio condotta nel 1981, sono state misurate alte concentrazioni di radon e dei suoi prodotti di decadimento all'interno di due diversi centri termali. In entrambi i casi è stato dimostrato che non solo i pazienti, ma anche lo staff e persino i visitatori di tali centri (compresi bambini e giovani) sono esposti ad elevati livelli di radioattività, principalmente a causa dell'inalazione dei prodotti di decadimento del radon. Allora, valutati i rischi cancerogeni, i risultati mostrano che in alcuni casi il rischio è inaccettabilmente elevato (Uzunov et al., 1981). In tali ambienti, inoltre, in alcuni casi si possono verificare non solo variazioni stagionali dei livelli di radon, ma anche diurne, che spesso vengono attribuite al funzionamento dei bagni, quindi molto spesso l'attività di studio è resa più complicata. In ogni caso, anche per le terme è evidente la necessità di assicurare una ventilazione adeguata (Szerbin, 1997).

4.7 – MISURE DI RIDUZIONE DEL RISCHIO NELLE MINIERE

Da quanto detto, il problema radon è di fondamentale importanza nelle miniere. Pertanto, è necessario garantire l'adozione di misure volte a ridurre il rischio per i lavoratori e per eventuali visitatori. Emerge allora la necessità di assicurare essenzialmente un'adeguata ventilazione. Si deve dunque procedere con lo studio dei vari flussi di aria all'interno delle miniere, in modo da individuare la presenza di percorsi preferenziali in cui si ha il trasporto di radon. Successivamente si deve verificare l'efficacia della ventilazione naturale e valutare la necessità di inserire un sistema di ventilazione artificiale nelle miniere, che deve essere progettato e realizzato accuratamente. Infatti, molto spesso la sola ventilazione naturale non è in grado di garantire un'efficace riduzione delle concentrazioni di radon in tali ambienti, pertanto si può procedere con la rimozione di aria dall'ambiente interno tramite aspiratori e con l'immissione di aria pulita proveniente dall'esterno. Un caso studio può essere quello dell'ex-miniera di Zloty Stok, in Polonia, che ora presenta alcune zone accessibili e parzialmente aperte al pubblico, in cui è stata verificata e studiata la presenza del radon e dei suoi prodotti. La geologia dell'area e le caratteristiche delle lavorazioni che venivano intraprese sono fondamentali per capire la genesi del radon e dei suoi prodotti, nonché le variazioni spaziali e temporali delle loro concentrazioni. I risultati dimostrano che le aree ben ventilate lungo il percorso turistico hanno i valori più bassi di tutti i parametri misurati. I valori di concentrazione più elevati per il radon (fino a 18,50 kBq/m³) e i prodotti derivati (fino a 14,49 kBq/m³) sono stati registrati nelle zone in cui, anche a causa delle lavorazioni che venivano effettuate, la ventilazione

naturale risulta ostruita, ma queste sezioni sono inaccessibili ai visitatori. Il flusso principale di radon avviene a partire dalle pareti laterali e la sua concentrazione è influenzata, soprattutto, dalla ventilazione e dal grado di fessurazione delle rocce. Infatti, il contenuto di Ra-226 è uniforme e non molto elevato nelle rocce in cui sono state scavate le gallerie, ma localmente vi sono zone di frattura che hanno un'influenza significativa sulle concentrazioni di radon e dei suoi prodotti derivati, dato che costituiscono percorsi preferenziali di migrazione del radon. In tale situazione, né le guide né i turisti sono esposti a concentrazioni eccessive di radon o di prodotti di decadimento nella zona del percorso turistico. Tuttavia, nel valutare l'estensione del percorso turistico ad altre sezioni, da tale studio è stato messo in mostra che sarà dapprima necessaria l'introduzione di un sistema di ventilazione forzata al fine di ridurre la concentrazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento (Przylibski, 2001).

L'efficacia della ventilazione artificiale per il controllo del radon è stata dimostrata anche in altri studi. Ad esempio, in una miniera in cui è stato realizzato un impianto di ventilazione artificiale si è monitorato in continuo la concentrazione di radon. Si è notato che la concentrazione di attività di tale gas tende a salire rapidamente dopo lo spegnimento del sistema di ventilazione, fino a raggiungere valori molto elevati, ben superiori ai limiti previsti da normativa. Invece, dopo l'avvio della ventilazione, i livelli di radon diminuiscono nuovamente, tornando a valori inferiori a quelli limite (Scielzo, Ruggeri e Melluso, 2014). Pertanto, si nota che è di fondamentale importanza anche programmare l'accensione e lo spegnimento dei sistemi di ventilazione, in modo da garantire che durante le ore lavorative la concentrazione risulti sempre conforme a quanto previsto da normativa. Infine, si deve considerare anche la necessità di dotarsi di aspiratori e ventilatori di riserva, in modo da poter sempre assicurare un'adeguata ventilazione, nel caso si verificano guasti.

5 – IL RADON INDOOR

5.1 – INTRODUZIONE

L'esposizione della popolazione al radon presente negli ambienti chiusi, quindi perlopiù nelle abitazioni e nei luoghi di lavoro, costituisce uno dei principali fattori di rischio per il tumore ai polmoni. Ad esempio, in Italia si è stimato che, su circa 30000 casi di tumore ai polmoni, un numero compreso fra 1500 e 6000 può essere attribuito a tale causa (PNR – Piano Nazionale Radon, 2002).

A causa della minor quantità di aria presente nei luoghi chiusi, la diluizione del radon è sicuramente meno efficace rispetto all'ambiente esterno e la concentrazione di radon negli edifici, o *indoor*, può aumentare notevolmente, rispetto ai normali valori che si rinvencono in ambiente esterno, o *outdoor* (Rossetti, 2008). Infatti, normalmente il radon si disperde rapidamente all'aperto, tanto che la concentrazione media è di circa 10 Bq/m^3 , mentre al contrario in ambiente interno il valore della concentrazione può essere anche dell'ordine di migliaia, se non centinaia di migliaia, Bq/m^3 (come riportato da Ennemoser et al.,1994). Per questo motivo, il radon è considerato il più pericoloso contaminante radioattivo negli ambienti chiusi (Arpa Puglia).

Esistono differenti fonti di ingresso del gas radon all'interno degli edifici, come mostrato in Figura 5.1. Le principali sono:

- a) il suolo e il terreno sottostanti ed adiacenti l'edificio;
- b) i materiali da costruzione;
- c) l'acqua presente nel sottosuolo.

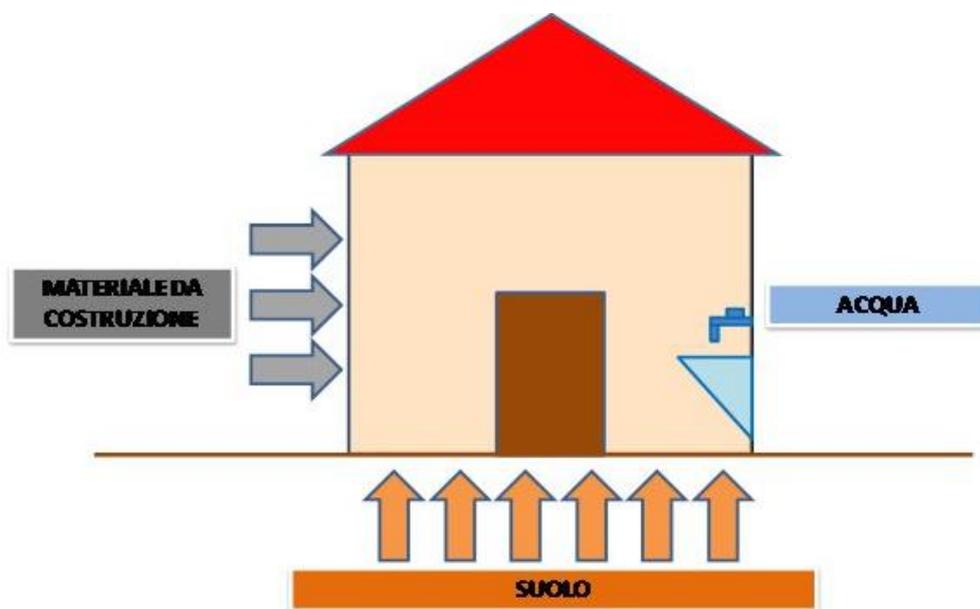


Figura 5.1 - Vie di ingresso del radon all'interno di un edificio (Fonte: Arpa Puglia)

La prima fonte è quella che contribuisce maggiormente alle elevate concentrazioni di radon che si possono misurare all'interno degli edifici. Pertanto, anche in questo caso alte concentrazioni di radon indoor possono essere strettamente connesse con la geologia del sito e con il contenuto di radionuclidi naturali presenti nel terreno. Per questo motivo, è stata posta attenzione alle modalità di trasporto e di risalita del radon nel suolo, nel precedente capitolo, e saranno trattate le modalità di ingresso negli edifici. Tuttavia, un'elevata concentrazione di radon indoor può essere dovuta anche all'utilizzo di particolari materiali da costruzione che contengono alte quantità di radionuclidi progenitori come uranio e radio, oppure all'acqua, attinga ad esempio tramite pozzi. Normalmente, però, questi ultimi contributi sono meno importanti, a meno che non si faccia riferimento a particolari situazioni (Penzo, 2006).

5.2 – MODALITÀ DI RISALITA DEL RADON DAL SUOLO ALL'INTERNO DEGLI EDIFICI

Il radon che viene generato nel sottosuolo può migrare attraverso il terreno e risalire fino a penetrare all'interno degli edifici. Le concentrazioni di radon nei pori del terreno dipendono, come si è visto, da numerosi fattori, come il tipo di suolo, il suo contenuto di uranio e radio, la granulometria, l'umidità, ecc. e il trasporto di radon dal suolo verso lo spazio abitativo interno avviene, in generale, per diffusione e per trasporto a mezzo di un fluido, come l'aria. In realtà, la causa primaria dell'ingresso del radon negli ambienti chiusi è da ricercare nella *depressione* che si viene a formare fra i locali dell'edificio e il suolo, dovuta soprattutto alla temperatura (Nazaroff e Nero, 1988). Infatti, a causa di una differenza di temperatura fra l'ambiente esterno e l'ambiente interno, si genera una differenza di pressione fra i locali e il suolo e di conseguenza si ha un flusso verso l'alto di aria dal terreno verso l'edificio (ISPESL, 2007), quindi il radon entra nei locali interni secondo un movimento advettivo da un'area a pressione superiore verso un'area a pressione inferiore. In pratica, all'aumentare della temperatura, l'aria contenuta all'interno di un edificio tende a salire, originando nei locali interni, soprattutto quelli inferiori, una leggera depressione rispetto al suolo. In questo modo, si ha un effetto di aspirazione, o effetto camino, per mezzo del quale l'aria del suolo, contenente radon, viene risucchiata all'interno. Pertanto, i locali in cui si riscontra un maggior accumulo di radon sono quelli interrati o seminterrati e il piano terra. Normalmente, dal primo piano in poi, tranne alcuni rari casi, la concentrazione di radon scende drasticamente (Arpa Puglia). Questo meccanismo con cui il radon entra negli edifici risulta particolarmente marcato durante l'inverno, a causa della maggior differenza di temperatura fra l'aria calda all'interno dei locali e l'aria fredda all'esterno, in seguito al riscaldamento (Rossetti, 2008). Normalmente allora la concentrazione di radon all'interno di un edificio può subire variazioni stagionali, con maggiori valori che si raggiungono nei periodi invernali, ma anche giornaliere, dato che si osservano valori

più alti nelle ore notturne o alle prime ore del mattino (Penzo, 2006), sempre a causa della maggior differenza di temperatura fra interno ed esterno. Tuttavia, anche in questo caso vi sono diverse casistiche, spesso in contrasto fra loro.

In ogni caso, l'instabilità dell'aria dovuta a tali differenze di temperatura consente all'aria ad elevato contenuto di radon, che proviene dal suolo, di pervenire negli spazi abitativi. Concorrono a ciò anche le fluttuazioni di pressione atmosferica nonché i gradienti termici nelle rocce del sottosuolo, specie se fratturate (Wilkening, 1985). Oltre a questi, vi sono poi anche altri fattori che possono influire sulla differenza di pressione fra l'aria nell'edificio e nel suolo. Infatti, le diverse aperture come i camini, le finestre, i lucernari, possono determinare un tiraggio aggiuntivo rispetto a quello dovuto alla sola differenza di temperatura fra interno ed esterno. Anche la presenza di sistemi aspiranti, ad esempio nelle cucine o nei bagni, può aumentare la differenza di pressione se il rifornimento di aria dall'esterno non è sufficiente, così come il tiraggio delle canne fumarie se non si ha una presa d'aria esterna. Un ulteriore fattore che può influenzare la depressione è il deflusso di aria che avviene attraverso gli impianti di scarico di lavelli, lavandini, ecc. Infine, si deve considerare anche l'effetto del vento, soprattutto in aree che risultano, di solito, fortemente ventilate: in tali condizioni si possono generare forti depressioni fra i locali interni e il suolo anche a causa della posizione e dell'isolamento dell'edificio (Penzo, 2006), in quanto l'effetto del vento varia in funzione della tenuta degli infissi e della posizione di questi rispetto alla direzione e alla forza del vento (ISPESL, 2007). I suddetti fattori che influenzano l'effetto del radon sono mostrati in Figura 5.2.

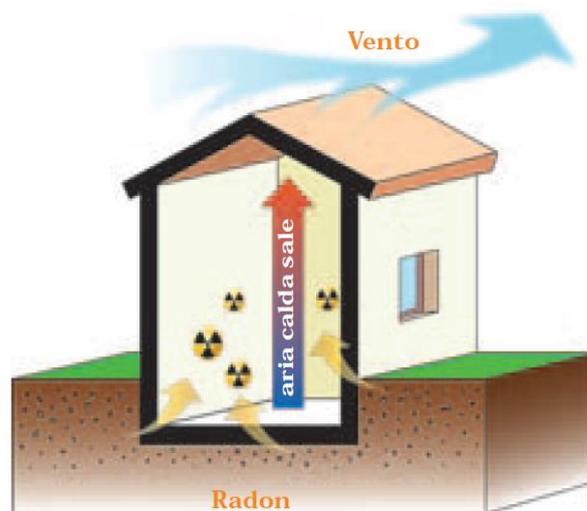


Figura 5.2 - Principali fattori che influenzano l'ingresso di radon (Fonte: ISPESL, 2007)

Oltre ai fenomeni prima descritti, anche l'*infiltrazione* può costituire una causa non trascurabile che determina l'ingresso di radon negli edifici. Questa può verificarsi in presenza di crepe e giunti di pavimenti e pareti, tubazioni e fognature, pozzetti di drenaggio o di ispezione, prese di luce o altre aperture in cantina, ma anche a causa dell'utilizzo di componenti costruttivi permeabili come laterizi forati, muri in pietra, solai in legno. Inoltre, possono essere zone critiche anche pavimenti o marciapiedi esterni in ghiaia, lastre di pietra o ciottoli oppure in terra battuta (Penzo, 2006).

In questo caso, allora, si nota che la concentrazione di radon indoor può dipendere anche da come è costruito un edificio, perciò ogni edificio è un caso a parte. Inoltre, si deve precisare che anche case vicine e costruite allo stesso modo possono presentare concentrazioni di radon totalmente diverse (ISPESL, 2007).

Pertanto, si deve dire che il livello di radon in un ambiente chiuso è condizionato da diversi fattori, come riportato da Arpa Puglia:

- a) caratteristiche del suolo sottostante l'edificio, come il contenuto di uranio e radio del terreno, la facilità di fuoriuscita del gas dal suolo e la presenza di faglie nelle vicinanze dell'edificio;
- b) caratteristiche proprie dell'edificio, come il contenuto di uranio e radio dei materiali utilizzati, ma anche la permeabilità, la tipologia dell'edificio e dell'attacco a terra, la tecnica costruttiva, il modo in cui sono disposti i locali, lo stato e la manutenzione dell'edificio;
- c) condizioni ambientali come temperatura, pressione, umidità, ventilazione;
- d) stato e modo di utilizzo dell'edificio, ossia la manutenzione, il riscaldamento, i ricambi d'aria, le abitudini di vita.

5.3 – INFLUENZE DELLE CARATTERISTICHE DEL SUOLO

Come si è detto, il maggior contributo alla concentrazione di radon indoor è dovuto al radon proveniente dal suolo sottostante o adiacente l'edificio. Si è visto che nel sottosuolo il radon migra principalmente per diffusione, tuttavia ciò non vale di solito nelle immediate vicinanze degli edifici. Infatti, negli edifici che presentano elevate concentrazioni indoor, il contributo della diffusione è ritenuto essere meno importante di quello associato al flusso advettivo, anche se non sempre è nota con certezza la misura con cui la diffusione partecipa al trasporto del radon nell'edificio. Il flusso advettivo è influenzato fortemente dalle condizioni meteorologiche, ad esempio dalle differenze di temperatura fra interno ed esterno e dal vento, nonché dal funzionamento delle apparecchiature di riscaldamento e dai condizionatori, in quanto si è visto che si instaura una depressione che permette l'ingresso di radon, in terreni permeabili o altamente permeabili (Nazaroff, 1992).

Chiaramente, fra le principali caratteristiche del suolo che più influenzano le concentrazioni indoor vi sono le concentrazioni del radon stesso e dei suoi progenitori nei terreni, come dimostrato in numerosi studi. Ad esempio, la città di Idrija, in Slovenia, per quasi mezzo millennio è stato un importante centro di estrazione mineraria. In particolare, si estraeva e lavorava un minerale per ricavare mercurio. I residui di lavorazione venivano smaltiti ovunque nella città e nelle zone limitrofe e anche gli edifici furono realizzati su tali residui di lavorazione. Più tardi, negli anni '50, si scoprì che il minerale estratto conteneva anche uranio, in quantità superiori tra 4 e 20 volte rispetto ai valori del sottosuolo. Misurando allora le concentrazioni di radon indoor nelle abitazioni, si ottennero valori più elevati di ogni altra località in Slovenia, con concentrazioni che potevano raggiungere i 15000 Bq/m³. Anche i valori di concentrazione outdoor misurati furono molto alti, dell'ordine di 100 Bq/m³ (Krizman et al., 1997).

Un contenuto di uranio molto superiore al valore medio della crosta terrestre si rinviene, in genere, anche nella bauxite. In Montenegro sono molto diffusi i giacimenti di bauxite nella regione di Niksich e anche in questo caso alcuni insediamenti sorsero sopra questi depositi, tanto che vi sono case con scantinati costruiti direttamente su depositi di bauxite. In questi luoghi, però, sono state eseguite misure di radon indoor, in particolare nei pianoterra e nei seminterrati, ma i risultati mostrano che, anche se vi sono alti livelli di radon indoor, tuttavia tutte le concentrazioni misurate erano inferiori al valore limite di 400 Bq/m³ adottato in Jugoslavia, tranne che in due abitazioni (Antovich et al., 2002).

Un altro fattore che notevolmente importante per quanto concerne la concentrazione di radon indoor è la concentrazione di radon nel suolo. Chiaramente, terreni ricchi di uranio e radio possono presentare anche un elevato contenuto di radon, ma la casistica è molto ampia, come si è visto nello scorso capitolo. Tuttavia, i valori delle concentrazioni del radon nel suolo possono essere solo indicativi delle potenziali concentrazioni di radon al coperto e vanno considerati anche altri fattori. Infatti, si è dimostrato da una serie di misure di radon Rn-222 nel suolo e indoor che, in molti casi, si può osservare solo una correlazione molto debole tra la concentrazione complessiva di Rn-222 nel suolo e quella indoor. In genere, solo per concentrazioni molto elevate di tale gas nel suolo si possono notare correlazioni più forte. Pertanto, considerando solo le concentrazioni di radon al suolo non è possibile, normalmente, prevedere le concentrazioni indoor (Varley e Flowers, 1998). Inoltre, è molto importante studiare le variazioni che si verificano circa la concentrazione di radon nel suolo in prossimità dell'edificio. Precedentemente si è detto, infatti, che sono state indagate in numerosi studi le variazioni tipiche a cui sono soggette le concentrazioni di radon indoor, ma al contrario poche ricerche hanno riguardato la variazione delle concentrazioni di radon nel suolo sotto o vicino un edificio. Tuttavia, da una campagna di misure effettuate a Stoccolma, è stata misurata

una serie temporale della concentrazione di radon nel suolo e di radon indoor, insieme ad altri parametri ambientali, ad una profondità di 1 m. Si sono stabiliti dei siti di misura in tre luoghi sotto e vicino ad un edificio normalmente abitato. Da tale studio, si è notato che le variazioni di radon indoor erano ben correlate con le variazioni di radon nel suolo, le cui concentrazioni risultavano massime durante i mesi estivi e minime durante l'inverno, in questo caso. Sono state osservate anche forti variazioni al variare della temperatura esterna e della pressione atmosferica (Hubbard e Hagberg, 1997). Questo risultato può essere giustificato dal fatto che, poiché il trasferimento di gas dal suolo all'edificio è maggiore durante il periodo invernale a causa della maggior depressione che si viene a creare, aumenta la concentrazione di radon indoor e conseguentemente diminuisce quella nel suolo immediatamente sottostante l'edificio. Tuttavia, ciò può sembrare in contraddizione con altri studi. Infatti si è visto che generalmente, nel suolo, si possono misurare concentrazioni più elevate in inverno che non in estate, dovute ad esempio all'effetto capping del suolo congelato o saturo. In realtà, si deve considerare appunto che non solo l'edificio e il suolo si influenzano vicendevolmente per quanto concerne i valori della concentrazione di radon, ma anche che vi sono numerosi altri parametri da prendere in esame e che la casistica è, come detto, molto varia. Ad esempio, in Alto Adige si è anche osservato che la concentrazione di radon indoor aumenta quando il terreno ghiaccia, perché il gelo impedisce sì la fuoriuscita di gas dal terreno, ma in tal caso viene quindi favorita la fuga dove il terreno non è gelato, ossia appunto sotto le case (ISPESL, 2007).

Un altro fattore geologico che chiaramente influisce molto sulla concentrazione di radon indoor è la permeabilità del terreno (Lindmark e Rosen, 1985). Numerosi studi hanno indagato tale influenza e si sono sviluppati modelli di calcolo, anche complessi, per spiegare come varia il trasporto di radon in un edificio al variare della permeabilità del terreno. Ad esempio, fra il 1987 e il 1991, l'Ufficio federale della sanità, in Svizzera, finanziò un programma di ricerca denominato RAPROS, ossia Radon Programm Schweiz, al fine di valutare gli aspetti rilevanti dell'esposizione al radon. Si misurarono concentrazioni medie indoor di radon nelle abitazioni di circa 60-70 Bq/m³, ma sono stati rilevati anche valori molto superiori a 1000 Bq/m³. Durante tale attività di ricerca è stato osservato non solo che il terreno direttamente sottostante gli edifici è la principale fonte di radon indoor, ma anche che le proprietà che più influenzano la produzione e il trasporto di radon dai terreni agli edifici sono il contenuto di radio e la permeabilità ai gas del suolo; tra questi solo l'ultimo fattore può variare sia temporaneamente che su molti ordini di grandezza. La permeabilità è quindi il fattore decisivo che consente il trasporto del radon nel sottosuolo (Medici e Rybach, 1994). In tal caso, fu sviluppato successivamente un modello che ha permesso di effettuare diverse simulazioni, assumendo come valide la legge di Darcy per il trasporto per mezzo di un fluido e la legge di Fick per la dispersione molecolare. I risultati ottenuti mostrano che il trasporto di radon per

via dell'advezione e per diffusione dipende fortemente dalla permeabilità al gas del sottosuolo. In particolare in terreni a bassa permeabilità fu evidenziato che il flusso diffusivo risulta prevalente anche per elevate differenze di pressione tra l'interno dell'edificio e il sottosuolo e in questi casi il rischio dovuto all'ingresso di radon nell'edificio è ridotto. Invece, con un'elevata permeabilità al gas del terreno, si ha un forte aumento dell'entrata del radon nell'edificio e il contributo dominante è dovuto all'advezione. In quest'ultimo caso, anche piccoli differenze di pressione fra i locali e il suolo possono determinare grandi variazioni della concentrazione indoor di radon (Kohl, Medici e Rybach, 1994). Chiaramente, un fattore che condiziona notevolmente la permeabilità è la presenza di faglie e cavità. Ad esempio, è stato dimostrato che nei sistemi carsici la concentrazione di radon nell'aria è spesso notevolmente elevata negli edifici (Collar e Ogden, 1989). Questo accade perché l'aria carica di radon è in grado di viaggiare attraverso faglie e cavità del sottosuolo, compiendo percorsi ragguardevoli, fino a giungere facilmente in edifici costruiti su tali aree. Sempre in Svizzera, è stato poi dimostrato che anche le case edificate su suoli cristallini hanno in genere concentrazioni di radon indoor più alte rispetto ad edifici costruiti su suoli sedimentari. Infatti, da un'indagine eseguita su 55 edifici nelle aree dei Grigioni sudorientali, che presentano un sottosuolo cristallino, e in 39 nel bacino di Molasse, con sottosuolo sedimentario, si è dedotto che la concentrazione media di Rn-222 è circa sei volte superiore nelle case con un sottosuolo cristallino, dove assume un valore medio di 1232 Bq/m^3 , rispetto alle case con un sottosuolo sedimentario, dove la concentrazione media risulta invece pari a 201 Bq/m^3 (Buchli e Burkart, 1989). Inoltre, anche l'ISPEL evidenzia come elevate concentrazioni di radon indoor si hanno in edifici realizzati su terreni cristallini molto permeabili, come ad esempio graniti e gneiss (ISPEL, 2007).

Persino le frane possono essere correlate ad elevate concentrazioni di radon indoor. Infatti, in seguito all'identificazione di concentrazioni indoor di radon estremamente alte nel villaggio di Umhausen, nel Tirolo (Austria), si è avviato un programma scientifico per ottenere informazioni sulla provenienza e sulla distribuzione di tale gas e si è dimostrato che, anche se il contenuto di uranio e radio nelle rocce è relativamente basso, in questi casi si vengono a creare, a causa di fratture e rotture, numerosi percorsi di circolazione per l'aria ricca di radon. Nel sito di Umhausen, perciò, è la vicina frana gigantesca di Koefels, con le sue rocce metamorfiche (ortogneiss) fortemente fratturate e schiacciate, l'unica possibile fonte da cui proviene il radon, nonostante il fatto che il contenuto di uranio e radio nelle rocce non sia affatto eccezionale. Un caso analogo si ha per la frana del sito di Langtang Himal in Nepal (Purtscheller et al., 1995).

Si possono anche verificare casi in cui un substrato roccioso ad alto contenuto di uranio e radio è sormontato da un terreno di copertura molto permeabile. Questa combinazione produce, chiaramente, un profondo effetto sulle concentrazioni di radon indoor (Tell et al., 1994). Nella

contea di Summit, in Ohio, si è ulteriormente dimostrato che il fattore principale a cui sono riconducibili alte concentrazioni indoor è da ricercare nella combinazione di terreni permeabili ad alto contenuto di uranio (Harnapp et al., 1997). Inoltre, sia la permeabilità del suolo sottostante l'edificio che il contenuto di progenitori di radon del terreno influiscono anche sulla velocità di ingresso del gas in questione. Infatti, è stato provato che la velocità di ingresso del radon è relativamente bassa a meno che la permeabilità del suolo o il suo contenuto di radio sia elevato, mentre altri fattori hanno in genere una influenza minore sui valori della velocità di ingresso (Revzan et al., 1993).

Un'altra osservazione va poi fatta relativamente alle velocità di esalazione del radon. Infatti, è stato notato che valori elevati di tali velocità possono causare alti valori di concentrazione del radon indoor, specie in particolari regioni. Ad esempio in zone con elevata presenza di rocce vulcaniche è stato dimostrato che le velocità di esalazione possono essere anche 10 volte più grandi rispetto ai valori rilevati nel caso di zone ricche di arenarie (Keller e Schutz, 1988).

Inoltre, in alcuni casi è possibile rilevare dei legami fra l'età geologica di un terreno e le concentrazioni di radon indoor, anche se ciò vale solo localmente. Ad esempio, da una serie di 1724 misurazioni di radon indoor effettuate nel Belgio meridionale è stato osservato che il rischio radon in queste zone è principalmente associato a tre serie paleozoiche, ossia del Cambriano, del Devoniano inferiore e del Devoniano superiore (Tondeur et al., 1997). Anche in alcune aree del Lussemburgo si è notato che le concentrazioni di radon indoor aumentano con l'età dei bedrocks, infatti sono più elevate in formazioni paleozoiche che in quelle mesozoiche, sebbene il contenuto di radio sia quasi identico (Kies et al., 1997).

Un caso studio molto importante che riguarda l'influenza del contenuto di uranio e radio e della permeabilità del terreno sulle concentrazioni di radon indoor è relativo alla già citata città di Schneeberg in Sassonia. Qui, a causa dell'attività mineraria, le pechblende venivano smaltite nelle zone limitrofe e pertanto le case sono state edificate su tali depositi di scarto. Inoltre, l'intero sottosuolo è attraversato da un sistema di pozzi, il che crea vie preferenziali di accesso al radon negli edifici. Per questi motivi, si rinvennero altre concentrazioni indoor (Keller, 1993). In Italia, da analisi effettuate in diversi centri sanitari locali in Lombardia, ai piedi della catena alpina, si è rilevato che i tassi di mortalità per tumore ai polmoni sono superiori ad altre zone. Prendendo allora in considerazione l'esposizione al radon nelle abitazioni, si sono osservate concentrazioni indoor molto alte. Infatti, le Alpi sono ricche di rocce granitiche, con concentrazioni di uranio da 50 a 150 Bq/kg, i cui sedimenti, sabbie e ghiaie costituiscono la maggior parte del terreno della pianura lombarda. Applicando una formula che correla il rischio relativo di cancro ai polmoni con

l'esposizione al radon, si è notato che vi era un accordo fra i dati a disposizione. Da ciò è stata quindi avvalorata l'ipotesi che le morti in eccesso siano imputabili a livelli più elevati di esposizione al radon (Facchini et al., 1997).

Tuttavia, così come si è detto che la produzione e il trasporto di radon sono controllati da un gran numero di fattori diversi, anche le concentrazioni di radon indoor sono condizionate da numerosi fattori e quindi non si possono prevedere accuratamente sulla base delle sole caratteristiche geologiche. Numerosi lavori hanno avuto come scopo quello di definire una possibile correlazione tra la geologia locale e la concentrazione interna di radon, ma tale legame non è stato sempre stabilito, come ad esempio in un'indagine condotta su un'isola danese in cui erano state misurate elevate concentrazioni indoor (Damkjaer e Korsbech, 1988). Inoltre, molto spesso vi sono ampie discrepanze tra le misurazioni in campo e i modelli di previsione dell'ingresso del radon dal suolo negli edifici. Queste discrepanze sono imputabili perlopiù alla scarsa comprensione di situazioni complesse. Ad esempio, pur avendo detto che l'ingresso di radon è facilitato durante i mesi invernali, analizzando l'effetto dei cambiamenti stagionali, è stato notato che in alcune particolari situazioni non vi è alcuna variazione osservabile sull'ingresso di tale gas. Infatti, a dispetto dei cambiamenti stagionali riguardanti l'umidità e la permeabilità del suolo nelle zone limitrofe all'edificio, ciò può avvenire perché le condizioni del terreno proprio nelle immediate vicinanze della struttura restano invece relativamente costanti (Garbesi et al., 1993).

5.4 – INFLUENZE DELLE CARATTERISTICHE DELL'EDIFICIO

Per quel che riguarda le caratteristiche dell'edificio che possono influenzare la concentrazione indoor di radon, si deve innanzitutto considerare che uno dei fattori più importanti è rappresentato dalla sottostruttura dell'edificio. Infatti, è stato dimostrato, misurando le concentrazioni indoor di radon in diversi edifici svedesi, che in alcuni casi i parametri che più influenzano i valori di tali concentrazioni sono la permeabilità del terreno e della sottostruttura dell'edificio, anche di più del contenuto di uranio del terreno (Mäkeläinen et al., 2001). Anche da uno studio su alcune case con cantine, abitazioni tipiche nel Derbyshire, nel nord dell'Inghilterra, sono stati misurati alti livelli di radon indoor in oltre il 20% di tali abitazioni ed è stata elaborata una modellazione, basata su una "casa concettuale" che riassume le caratteristiche principali di tali tipi di case. Ciò ha permesso di simulare un percorso completo di migrazione del radon, che va dalla sua generazione nei grani del suolo, al trasporto e al decadimento attraverso il terreno, per passare poi all'ingresso attraverso la sottostruttura dell'edificio e alla migrazione da una stanza all'altra, per giungere infine alla dispersione nell'atmosfera. Da tale analisi è emerso che la permeabilità all'aria della struttura della casa, e in particolare della sua sottostruttura, è sicuramente uno dei fattori cruciali che influisce

sulle concentrazioni di radon indoor (Wang e Ward, 2002). Può capitare, infatti, che la pavimentazione sia poco isolata o che le pareti siano a diretto contatto con il terreno o, ancora, sia presente una cantina poco ventilata, con pavimento naturale. Tutte queste situazioni possono determinare alte concentrazioni indoor (ISPESL, 2007). Inoltre, come detto, il radon esce dalle porosità e dalle fessure del terreno e può entrare all'interno dell'edificio. Tale penetrazione è influenzata non solo dalla tenuta all'aria della sottostruttura o, al contrario, dalla presenza di crepe, ma anche da altri elementi come canalizzazioni degli impianti elettrici, idraulici o di scarico o giunti di connessione (Arpa Puglia). In ogni caso, scendendo nel dettaglio, a livello sottostrutturale il fattore che più di tutti influenza le concentrazioni indoor è la presenza o l'assenza di uno strato di ghiaia sotto la lastra di fondazione; la presenza di uno strato di ghiaia può infatti aumentare la velocità di entrata del radon, a causa della sua permeabilità. Questa diventa però davvero importante quando la permeabilità del suolo è inusualmente alta, mentre fattori di minore importanza sono invece lo spessore dello strato di ghiaia e il contenuto di radio della ghiaia, a meno che non sia eccezionalmente elevato. Un altro fattore è relativo alle crepe nelle pareti dello scantinato: se queste sono le principali vie di ingresso del radon, la permeabilità del terreno di rinterro nella regione limitrofa alle pareti dopo il completamento della costruzione è il principale fattore che influisce sull'entrata del radon mediante un flusso convettivo attraverso queste aperture. Inoltre, se il terreno è molto sciolto e si viene a creare uno spazio fra la parete e il suolo, l'ingresso di radon potrebbe aumentare ulteriormente (Revzan e Fisk, 1992).

Tuttavia, il radon può provenire non solo dal sottosuolo, ma può essere anche presente in alcuni materiali da costruzione come cementi, laterizi, graniti o tufi (Arpa Puglia). Tale aspetto è stato spesso sottovalutato, in quanto diversi studi hanno dimostrato che tali sorgenti di radon non contribuiscono in modo significativo ai valori della concentrazione indoor, ma vi sono altri che contraddicono tale versione. A tale proposito, già nel 1983 vengono esaminati diversi materiali da costruzione comunemente utilizzati negli USA, sia per quanto riguarda il loro contenuto di radionuclidi che per il tasso di esalazione del radon. Venne posta particolare attenzione al calcestruzzo, per il quale sono stati misurati campioni provenienti da dieci maggiori aree metropolitane. I risultati di tale studio mostrarono che i materiali da costruzione analizzati non costituiscono la fonte primaria di radon nelle tipiche case degli Stati Uniti (Ingersoll, 1983). Anche nel Regno Unito vengono effettuate in quegli anni misurazioni inerenti alle velocità di esalazione del radon e al contenuto di radionuclidi di alcuni materiali da costruzione, sia quelli più tradizionali, come mattoni di argilla o blocchi di cemento, che quelli meno comuni, come blocchi di cemento che incorporano ceneri di polveri provenienti da scarti di centrali elettriche a carbone. Sono inoltre applicati semplici modelli per calcolare l'esposizione alle radiazioni delle persone che vivono in

abitazioni realizzate con questi materiali. Dai risultati raggiunti, si stima che i materiali da costruzione apportino solo un piccolo contributo alla concentrazione totale di radon nella maggior parte degli edifici nel Regno Unito (Cliff et al., 1985). Invece, al contrario di tali risultati, da un'indagine condotta a Hong Kong è stato dimostrato che è proprio il contenuto relativamente elevato di radio nei materiali da costruzione comunemente utilizzati in tale area che permette di spiegare le elevate concentrazioni di radon indoor misurate. In questo caso, i materiali da costruzione determinano il principale contributo alla concentrazione interna di radon. In seguito a tali concentrazioni indoor elevate, è stato stimato un gran numero di morti per cancro al polmone in tale area e sono state quindi raccomandate misure correttive (Yu, 1992). Un altro caso studio è relativo a un centro commerciale a Belgrado, in Serbia, dove furono rilevati livelli eccessivi di radiazioni. Effettuando diverse misure, fra cui quella relativa alle concentrazioni medie di radon contenuto nell'aria dell'intero edificio, ma anche inerenti al contenuto di radionuclidi nei materiali da costruzione, si dimostrò che tali livelli eccessivi erano provenienti dal granito rosso usato nella costruzione, in cui vi era un alto contenuto di radionuclidi (Pavlovic et al., 1997). Infine, anche in Polonia, da un'analisi su 25 appartamenti, viene dimostrato che il contenuto di uranio e la porosità dei materiali da costruzione possono rappresentare un fattore determinante per le concentrazioni indoor di radon (Solecki e Ziólko, 2002).

Da quanto detto, per evitare che in un edificio di nuova costruzione si verifichino elevate concentrazioni di radon indoor, si deve prima di tutto evitare l'utilizzo di materiali da costruzione inappropriati. A questo proposito, numerosi studi hanno analizzato, negli anni, i più diversi materiali da costruzione, allo scopo di definirne alcune caratteristiche relative all'esalazione di radon. In Tabella 5.1 sono raggruppati i valori tipici delle velocità di esalazioni di diversi materiali usati nelle costruzioni.

Tabella 5.1 - Valori tipici delle velocità di esalazione del radon di diversi materiali (Fonte: Hoffmann, Federal Office for Radion Protection, Berlin)

Materiali	Velocità di esalazione (Bqm⁻²h⁻¹)
Gesso, arenaria	0,02 - 0,40
Malta, stucco	0,07 - 1,5
Calcestruzzo poroso	0,31 - 1,3
Massetto	0,50 - 1,7
Laterizi	0,14 - 1,6
Cemento, calcestruzzo leggero	0,27-1,9
Argilla	2,0 - 22

Come si nota, è stato dimostrato che agli aggregati fini, ossia inerti utilizzati nelle costruzioni come l'argilla espansa, è riconducibile, in generale, la massima esalazione del radon (Azam et al., 1995).

Inoltre la velocità di esalazione e il contenuto di radionuclidi variano non solo in relazione al tipo di cemento adoperato, ma anche con l'età e con l'umidità di questo. Ad esempio, negli anni '80 nei Paesi Bassi era molto comune sia l'utilizzo di cemento Portland che di cemento d'altoforno. Quest'ultimo era realizzato utilizzando scorie degli altiforni, addizionate con circa il 30% di cemento Portland. Allora furono eseguite misure di esalazione del radon su blocchi realizzati con questi due tipi di cemento, ma anche su altri blocchi che contenevano diverse percentuali di ceneri leggere (*fly ash*), miscelate al cemento. In generale, i risultati mostrarono che la sostituzione di una parte del cemento con le ceneri leggere non ha effetti drastici sulla velocità di esalazione. Addirittura si è notato che per il cemento Portland la velocità di esalazione può anche diminuire adoperando ceneri leggere con un contenuto medio di radio, mentre per il cemento d'altoforno si può prevedere un leggero aumento. Inoltre, anche l'acqua presente nei pori del calcestruzzo svolge un ruolo fondamentale nei processi di emanazione (Van der Lugt e Scholten, 1985). Per quel che riguarda la diminuzione della velocità di esalazione al diminuire dell'umidità, la spiegazione è poi da ricercare nel fatto che, riducendo il contenuto di acqua nei pori del calcestruzzo, si riduce anche la probabilità di trattenere il radon all'interno dei pori e la probabilità di emanazione del radon da questi pori (Yu et al., 1996). Inoltre, in determinate condizioni, come si è detto, l'aggiunta di ceneri volanti al cemento può diminuire l'esalazione del radon. Tali risultati vengono confutati anche da altri studi. Infatti, viene dimostrato non solo che condizioni di bassa umidità riducono drasticamente la velocità di esalazione del calcestruzzo, ma anche che la velocità di esalazione del radon da calcestruzzo fatto con cemento Portland e ceneri volanti aumenta solo leggermente o addirittura diminuisce, nonostante il maggior contenuto di radio. Infine, si deve tener conto del fatto che la velocità di esalazione si riduce all'aumentare dell'età del calcestruzzo e tale diminuzione è molto maggiore soprattutto nel primo anno (Roelofs e Schölten, 1994). A tal proposito, anche a Hong Kong, dove le concentrazioni indoor di radon, le velocità di esalazione del radon dalle superfici degli edifici e il contenuto di radionuclidi dei materiali da costruzione sono in generale superiori ai valori ottenuti altrove a causa della natura granitica dei materiali, è stato osservato che i valori delle concentrazioni di radon indoor e le velocità di esalazione dalle pareti tendono a diminuire con l'età degli edifici (Yu, 1993). Inoltre, in Tabella 5.2 è mostrato che, normalmente, a materiali che presentano alte velocità di esalazione sono associate anche elevate concentrazioni di radon indoor. Tale risultato potrebbe sembrare banale, ma in realtà si deve tener conto che sulla concentrazione di radon indoor hanno grande influenza anche altri fattori. In questo caso si mostra quindi che il contributo al radon derivante dall'utilizzo di particolari materiali da costruzione può essere molto importante, anche se, come detto, ciò non si verifica in tutti i casi.

Tabella 5.2 - Valori tipici di velocità di esalazione e concentrazioni indoor per diversi materiali (Fonte: Hoffmann, Federal Office for Radion Protection, Berlin)

Materiali	Velocità di esalazione (Bqm⁻²h⁻¹)	Concentrazione indoor (Bq/m³)
Gesso, arenaria	0,02 - 0,40	< 1 - 2
Malta, stucco	0,07 - 1,5	< 1 - 5
Calcestruzzo poroso	0,31 - 1,3	< 1 - 5
Massetto	0,50 - 1,7	< 1 - 6
Laterizi	0,14 - 1,6	< 1 - 6
Cemento, calcestruzzo leggero	0,27-1,9	< 1 - 7
Argilla	2,0 - 22	6,0 - 80

Chiaramente, la maggior parte degli studi inerenti alle misurazioni delle velocità di esalazione ha riguardato il cemento e il calcestruzzo, ossia i materiali più utilizzati attualmente. Tuttavia, è stato anche necessario confrontare i valori relativi ai materiali attualmente più comuni con quelli tradizionalmente usati in diversi paesi. Ad esempio, negli scorsi anni in Egitto sono stati esaminati diversi materiali da costruzione naturali e artificiali che vengono comunemente adoperati in edilizia. I risultati mostrano che la velocità di esalazione del radon nei campioni studiati variava tra 197 mBqm⁻²h⁻¹ nei mattoni di cemento fino a 907 mBqm⁻²h⁻¹ nel cemento con scorie di altoforno. I risultati raggiunti sono compatibili con i valori tipici di tali materiali, come si può notare effettuando anche un confronto con le precedenti tabelle, ma soprattutto hanno consentito di mettere in evidenza la necessità di cambiare abitudini costruttive, sostituendo i mattoni di argilla tradizionalmente utilizzati con mattoni di cemento, in quanto più sicuri (Sharaf et al., 1999). Come si può poi notare, i valori della velocità di esalazione nei cementi realizzati con scorie di altoforno, pur essendo maggiori rispetto a quelle del solo cemento Portland, possono essere minori di quelli di molti materiali naturali, tra cui l'argilla.

Inoltre, negli ultimi anni, viene incentivato l'uso di materie prime secondarie o rifiuti, non solo nell'edilizia, sotto un'ottica di riciclo, riutilizzo e di salvaguardia delle risorse e dell'energia. Tuttavia, ciò rende necessario fornire garanzie sulle proprietà tecniche e sulla compatibilità ambientale di tali prodotti e questo riguarda anche il campo delle costruzioni. In molti casi si è già visto che possono essere addizionati al cemento sottoprodotti industriali, come ceneri leggere o scorie d'altoforno. A tal proposito, molto spesso i risultati confermano che le radiazioni del calcestruzzo, con e senza l'applicazione di sottoprodotti industriali, sono allo stesso livello e spesso inferiori alle radiazioni da materiali da costruzione naturali (Schiessl e Hoberg, 1998), concordemente a quanto affermato precedentemente. Tra i sottoprodotti più utilizzati, si sono già citate le ceneri leggere o volanti. Nel 1997, vennero testati diversi blocchi di calcestruzzo contenenti diverse quantità di ceneri polverizzate di combustibile (*pulverized fuel ash*, PFA) come parziale sostituto del cemento nel calcestruzzo. Lo scopo era quello di valutare la loro resistenza a

compressione, il contenuto di radio e le velocità di esalazione del radon. Si è constatato che la PFA aumentava il contenuto di radio dei blocchi di cemento, tuttavia, fu anche dimostrato che l'aggregazione di PFA migliorò la resistenza alla compressione dei blocchi di cemento e diminuì la velocità di esalazione del radon. La percentuale ottimale raccomandata di PFA da incorporare nel cemento è del 15%. Questa viene ottenuta effettuando un bilancio della forza di compressione risultante, del contenuto di radio e della velocità di esalazione del radon (Man e Yeung, 1997). Altri sottoprodotti molto utilizzati sono scorie di fosfato, originati da differenti lavorazioni industriali, in particolare dalla produzione di fertilizzanti. Questi si possono utilizzare come isolanti, ad esempio nel caso della lana minerale (*mineral wool*), così come vi sono altri isolanti che possono essere ottenuti da scorie di altoforno. In primo luogo, analizzando diversi tipi di tali materiali si è notato che avevano un contenuto di radionuclidi piuttosto simile fra loro, ma comunque superiore a quello dei normali blocchi in cemento (Paredes et al., 1987). Inoltre, da impianti di produzione di fertilizzanti o dalla produzione di acido fosforico, si generano altri sottoprodotti, tra cui in particolare uno composto prevalentemente da gesso, chiamato *phosphogypsum*, ossia fosfogesso (Lettner e Steinhausler, 1988). Il gesso, chimicamente espresso come un solfato di calcio diidrato, ossia $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, è un materiale ampiamente adoperato in edilizia. Per quel che riguarda il fosfogesso, i minerali da cui proviene il fosfato utilizzato nei processi chimici per la produzione di acido fosforico o fertilizzanti può includere l'uranio e tutti i suoi successivi prodotti di decadimento. Durante la lavorazione, allora, l'uranio rimane generalmente nell'acido fosforico prodotto, mentre il radio Ra-226 tende ad essere concentrato nel fosfogesso. Il fosfogesso ha proprietà fisiche che lo rendono utile ed efficace se utilizzato come sottofondo per strade, parcheggi e costruzioni simili (Laiche e Max Scott, 1991). Tuttavia, l'utilizzo di tale fosfogesso, generato a partire da scarti, deve essere controllato, in quanto si è osservato un aumento del contenuto di radionuclidi e delle velocità di esalazione del radon. Tale aumento della velocità di esalazione è inoltre fortemente influenzato dal contenuto di umidità (Lettner e Steinhausler, 1988).

Infine, un contributo ad elevate concentrazioni di radon indoor può essere dovuto anche all'acqua, anche se abitualmente tale fattore grava in maniera sensibilmente minore. Infatti, si è precedentemente visto che il radon è un gas solubile in acqua. Poiché la solubilità dei gas nei liquidi segue la legge di Henry, secondo cui la quantità di gas disciolto in un liquido è proporzionale alla sua pressione parziale, a temperatura costante, una riduzione della pressione comporta una diminuzione della solubilità del gas. Pertanto è possibile effettuare una rimozione dei gas disciolti in acqua, ossia un *degasaggio*, ottenendo quindi una liberazione di radon. Da uno studio effettuato in Svizzera, si è ricavato che il contenuto medio di radon Rn-222 nell'acqua di rubinetto, misurato in 31 paesi i cui edifici sorgono prevalentemente su sottosuoli cristallini, è pari a 38,3 Bq/L, mentre

il valore di 10,4 Bq/L è stato misurato in 73 paesi edificati su sottosuoli sedimentari. Il degasaggio del radon Rn-222 dall'acqua del rubinetto all'aria interna comporta, rispettivamente nel primo e nel secondo caso, un'esposizione aggiuntiva di circa 0,11 mSv/y e 0,03 mSv/y (Buchli e Burkart, 1989). Anche il degasaggio delle acque sotterranee può contribuire a far raggiungere elevate concentrazioni indoor. In questo caso, vengono adoperati dei modelli matematici e sulla base di questi vengono effettuate simulazioni numeriche per valutare le concentrazioni di radon al coperto in funzione della profondità delle falde, della permeabilità degli strati sottosuperficiali e del gradiente di pressione nella fase gassosa. I risultati suggeriscono che il degasaggio del radon dalle acque sotterranee può contribuire in modo rilevante alle concentrazioni di radon al coperto e aiutano quindi a spiegare come alcune abitazioni possono avere elevate concentrazioni di radon indoor anche quando il contenuto di radio degli strati geologici sottostanti è basso (Oostrom et al., 1996).

5.5 – LA SITUAZIONE IN EUROPA

In Europa, per identificare le aree a rischio radon, sono stati utilizzati diversi criteri e approcci. Infatti, alcune indagini tengono conto delle sole caratteristiche del suolo, prevedendo una mappatura a maglie o un campionamento casuale, altre si basano principalmente su campagne di misura indoor e sul successivo utilizzo di dati geologici per validare le misure. Nel primo caso, il territorio viene ripartito in unità geologiche in seguito a misure di radon nel suolo, ma il difetto maggiore è legato al fatto che i risultati possono essere contrastanti e non forniscono una valutazione precisa delle concentrazioni indoor. Nel secondo caso, si effettuano misurazioni in diverse abitazioni, su tutto il territorio nazionale, ma in tal caso il difetto principale è legato al fatto che è difficile identificare tutte le aree a rischio. Inoltre i risultati delle misure indoor possono variare molto in dipendenza da numerosi fattori, spesso non controllabili o non del tutto controllabili. Il metodo più utilizzato è legato all'effettuazione di campagne di misurazione della concentrazione indoor (Rossetti, 2008). In Tabella 5.3 sono raggruppate le diverse tecniche di indagine relative al rischio radon effettuate nei diversi paesi europei.

Come detto, anche se il metodo più adoperato fa riferimento alle misurazioni indoor, i risultati di tali misure sono influenzati da numerosi fattori, come il numero di campionamenti effettuati in un edificio e la durata della singola misurazione, nonché il piano dell'edificio in cui viene condotta la misurazione (Rossetti, 2008). Si possono poi avere grandi variazioni stagionali o al variare delle abitudini dei residenti, come ad esempio dovute al riscaldamento. Per questi motivi, è sempre molto importante stabilire le tecniche e le procedure da seguire.

Tabella 5.3 - Metodologie d'indagine del rischio radon utilizzate nei diversi paesi europei (Fonte: Zannoni)

Indoor radon gas measurements	Soil gas radon measurements	Geological mapping	Other methods
Austria	Czech Republic	Czech Republic	Czech Republic
Belgium	France	Finland	Finland
Czech Republic	Germany	France	Greece
Denmark	Greece	Germany	Spain
Finland	Poland	Italy	Sweden
France	Romania	Poland	
Germany	Sweden	Spain	
Greece			
Hungary			
Ireland			
Italy			
Netherlands			
Portugal			
Romania			
Slovenia			
Spain			
Switzerland			
United Kingdom			

In quasi tutti i paesi europei, inoltre, le metodologie e i protocolli per svolgere le attività di misura sono definiti a livello nazionale. Invece, in Italia, le attività di indagine sono state demandate alle singole Regioni.

5.6 – LA SITUAZIONE IN ITALIA

Come detto precedentemente, il radon è presente ovunque. Tuttavia la sua concentrazione risulta molto variabile, in funzione di differenti fattori, tanto che è possibile rinvenire valori molto diversi anche in aree adiacenti. Con *area a rischio radon* si intende allora una zona in cui vi è una maggior probabilità di misurare elevate concentrazioni di radon (Arpa Puglia).

In Italia, le concentrazioni indoor di radon sono state misurate in circa 11000 abitazioni, nell'ambito di alcune campagne condotte su scala nazionale o regionale (Penzo, 2006). Per quel che riguarda l'intero territorio nazionale, l'unica indagine che ha permesso di stimare la distribuzione della concentrazione di radon è stata effettuata fra il 1989 e il 1998 dall'APAT, dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e dalle Agenzie regionali per la protezione ambientale (ARPA), per ricavare l'esposizione della popolazione italiana alla radioattività naturale nelle abitazioni. Le misurazioni sono state realizzate su un campione di 5631 abitazioni di 232 città in tutte le regioni italiane, per due periodi successivi di durata pari a 6 mesi ciascuno. Le attività di misura sono state condotte in una stanza di ciascuna abitazione, perlopiù in camera da letto, e hanno permesso di ricavare una

concentrazione media nazionale annuale di radon è risultata pari a 70 Bq/m^3 (Rossetti, 2008). A questo proposito, si tenga presente che la media mondiale risulta invece pari a 40 Bq/m^3 (Penzo, 2006). In Figura 5.3 si riportano le concentrazioni medie regionali ottenute nell'ambito dell'indagine nazionale, mostrando una situazione molto variabile: infatti, si va da concentrazioni medie abbastanza basse ottenute in Liguria, Marche e Basilicata fino a valori relativamente elevati in Campania, Lazio, Lombardia e Friuli Venezia Giulia. Altri studi hanno poi permesso di manifestare però valori maggiori di quelli indicati nell'indagine nazionale radon anche in Sardegna e Trentino, quindi anche queste regioni potrebbero essere ritenute aree a rischio (Bochicchio et al., 2005). Negli Allegati sono poi riportati il numero di campionamenti effettuati nell'ambito dell'indagine nazionale in ciascuna regione e una tabella riassuntiva dei risultati ottenuti dall'indagine.

Negli anni '90 è stata poi effettuata un'indagine in scuole di 6 regioni italiane e le concentrazioni di radon rilevate in questi edifici, in alcune regioni, possono essere più elevati della media regionale, anche se, prendendo in esame alcuni parametri, risultavano esserci meno discrepanze. Tuttavia, per una percentuale abbastanza significativa di scuole in alcune regioni si sono misurati valori della concentrazione indoor di radon superiori ai livelli massimi stabiliti in alcuni paesi (Gaidolfi et al., 1998). In ogni caso, si deve tener presente che l'indagine nazionale ha permesso di ricavare una valutazione rappresentativa della distribuzione della concentrazione di radon su scala nazionale, ma in tale indagine erano presenti dei dati meno dettagliati riguardanti la distribuzione su piccola scala (Bochicchio et al., 2005).

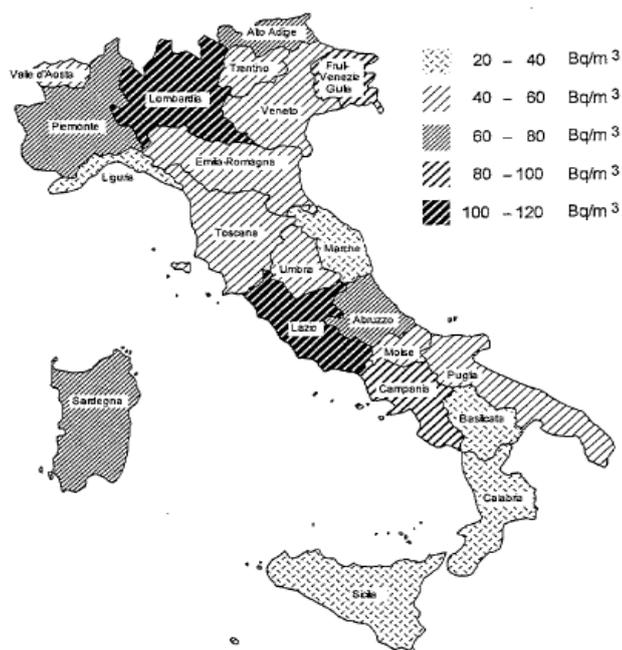


Figura 5.3 - Mappa dei valori medi regionali delle concentrazioni indoor di radon stimati, ottenuta nell'ambito dell'Indagine Nazionale sulla radioattività naturale nelle abitazioni (Fonte: PNR, 2002)

Successivamente, a seguito dell'indagine nazionale, molte Regioni e Province autonome hanno avviato campagne di misura su scala regionale oppure sub-regionale. La maggior parte di tali ricerche sono state realizzate per aumentare il livello di conoscenza della distribuzione di radon sul territorio, ma anche per identificare le aree regionali ad elevata probabilità di alte concentrazioni di attività del radon (*radon prone areas*). Infatti il D.Lgs. 241/2000 prevedeva che le regioni, entro il 31 agosto 2005, definissero tali aree. L'individuazione delle radon prone areas andava fatta con modalità precisate da un'apposita Commissione Ministeriale, che però non si insediò, e così alcune regioni avviarono autonomamente il lavoro di indagine, adoperando le indicazioni del PNR o le soluzioni adottate in altri paesi. Per questo motivo, le indagini che sono state condotte nelle varie regioni sono basate molto spesso su criteri ed approcci diversi, in quanto vi è mancanza di un protocollo comune. Ciò ha comportato che i risultati ottenuti si sono rivelati spesso difficilmente confrontabili o non sono confrontabili tra loro. Infatti, poiché sono state effettuate misurazioni in modo non coordinato, le indagini differiscono ad esempio per la strategia e il metodo di campionamento, nonché per la durata dell'attività di misura (Rossetti, 2008). Ad esempio, in alcune regioni si sono individuati i siti di campionamento suddividendo il territorio in maglie in base alle caratteristiche del suolo o alla distribuzione di abitanti (De Bartolo et al., 2005), mentre in altre si sono condotte indagini senza realizzare una mappatura del territorio. Altre differenze sono relative alla durata dell'attività di misura, in quanto in alcuni casi non si sono effettuate solo misure annuali, ma anche nel periodo invernale per individuare i valori più elevati di concentrazione indoor (Rossetti, 2008). Infine, in alcune regioni è tuttora in corso l'attività di misura (ISS, Istituto Superiore di Sanità). In ogni caso, i dati principali ottenuti da tali operazioni di misura della concentrazione di radon, realizzate a livello regionale da enti istituzionali preposti, sono stati raccolti nell'Archivio Nazionale Radon (ANR).

Tuttavia, come detto precedentemente, è dimostrato che anche edifici adiacenti, con caratteristiche costruttive identiche, possono presentare concentrazioni di radon indoor molto diverse fra loro. Allora, indipendentemente dai risultati delle campagne di misure condotte nella stessa regione, nella stessa provincia e nello stesso comune, l'unico modo per determinare esattamente la concentrazione di radon indoor in un locale è quello di eseguire una misura diretta (ISPESL, 2007). Infatti, si è dimostrato che il radon penetra nell'atmosfera interna degli edifici secondo dinamiche complesse, dunque è molto complicato stimare a livello teorico la concentrazione indoor in un locale a partire da altre misure, in quanto si corre il rischio di adoperare grossolane semplificazioni che possono poi dar luogo a risultati non aderenti alla situazione reale. In questo modo, si deve dunque procedere alla misura diretta della concentrazione di radon presente in un locale, per poi desumere quindi l'esposizione alla radiazione. Ciò permette di valutare il rischio associato al radon nell'abitazione,

in modo da poter stabilire se vi è la necessità di intraprendere azioni di bonifica e, successivamente, poter poi definire la strategia d'intervento.

5.7 – AZIONI E STRATEGIE DI INTERVENTO

Per quel che riguarda allora le azioni necessarie per risolvere il problema radon negli edifici, si deve innanzitutto considerare che l'eliminazione completa di tale gas non è possibile, ma si possono intraprendere azioni attraverso cui limitare la concentrazione indoor a livelli ritenuti accettabili (Arpa Puglia). Ad oggi, dall'Archivio Nazionale Radon, risulta che sono stati realizzati in Italia risanamenti in 347 locali, da parte di enti istituzionali (soprattutto ARPA/APPA). In particolare, sono state complessivamente effettuate 202 bonifiche all'interno di edifici scolastici, 90 in abitazioni, e il restante in altre tipologie di ambienti come uffici, istituti di credito, ecc. (come riportato da ISS – Istituto Superiore di Sanità).

Nella maggior parte dei casi, il radon proviene principalmente dal sottosuolo, quindi la maggior parte delle azioni che vengono effettuate allo scopo di ridurre la concentrazione di radon sono essenzialmente orientate ad impedire o limitare l'ingresso di radon proveniente dal sottosuolo (Penzo, 2006). Le tecniche di riduzione della concentrazione possono coinvolgere sistemi di tipo passivo, che cioè agiscono senza consumo di energia, o di tipo attivo, con consumo energetico (Arpa Puglia).

Una tecnica di tipo passivo è la sigillatura delle vie d'ingresso, che però normalmente dovrebbe essere sempre eseguita in aggiunta ad altre operazioni, in quanto non è in grado da sola di garantire una bonifica efficace. In questo modo, vengono chiuse le crepe e le fessure che possono essere presenti lungo le superfici a contatto con il terreno o le pareti verticali, ma anche i fori che permettono il passaggio delle tubazioni degli impianti idraulici, degli impianti elettrici e di quelli di scarico fognario. La chiusura di tali elementi viene realizzata con opportuni prodotti, principalmente a base di silicone. Inoltre, possono essere adoperate speciali membrane impermeabili per sigillare tutta la superficie dell'edificio (Arpa Puglia). Esistono, infatti, diversi materiali plastici che possono essere utilizzati in modo efficace per creare una barriera alla diffusione del radon negli edifici. L'utilizzo di tali materiali è già in voga da diversi anni ed è disponibile una vasta gamma di materiali con caratteristiche diverse. Un materiale abbastanza efficace è ad esempio costituito da un foglio di poliammide, che presenta alta resistenza meccanica, con una resistenza a trazione pari a 25-50 KNm⁻². Anche la resistenza all'acqua e alla temperatura è elevata e tale materiale può essere utilizzato come rivestimento per pareti e pavimenti (Pohl-Ruling et al., 1980). Inoltre, si può pure procedere al totale isolamento degli spazi sottostanti alle aree abitative per ridurre l'ingresso di radon (Soroka e Molchanov, 1998).

Un'altra tecnica molto utilizzata è quella della ventilazione del vespaio, in quanto in questo modo si diluisce il gas proveniente dal terreno e lo si fa fuoriuscire in atmosfera, limitando l'ingresso nell'edificio. Tale tecnica è utilizzabile se l'edificio presenta un intercapedine al di sotto della soletta dell'attacco a terra o comunque un locale inferiore (Arpa Puglia), impedendo così l'ingresso ai piani superiori. Anche una moderata ventilazione può garantire, in alcuni casi, un'elevata riduzione della concentrazione di radon indoor (Wang e Ward, 1999).

Se poi l'abitazione non possiede un vespaio, ma fondazioni a platea o a cordoli, una tecnica di bonifica attiva è quella della depressurizzazione del suolo (Moroni, 2016). In pratica, si può aspirare il gas dal terreno e incanalarlo in apposite tubazioni, fino a rilasciarlo in atmosfera all'esterno dell'edificio. Ciò si può realizzare attraverso dei pozzetti interrati al di sotto degli edifici o lungo il perimetro esterno, da cui estrarre il gas, o adoperando i tubi per il drenaggio dell'acqua dalle fondamenta (Arpa Puglia). Un impianto di questo tipo è quindi costituito da uno o più pozzi di estrazione, accordati ad una tubazione per il collettamento e lo scarico del gas all'esterno. L'aria all'interno dei pozzi viene continuamente estratta per mezzo di un aspiratore (Moroni, 2016). In alcuni casi già un solo pozzo può essere sufficiente per ridurre in modo consistente i livelli di concentrazione all'interno dell'edificio. Tale tecnica è altamente efficace, in quanto si ha una diminuzione delle concentrazioni di radon direttamente nel sottosuolo e la generazione di una depressione in modo da evitare l'ingresso nell'edificio. Tuttavia, in un terreno poco permeabile vi può essere l'impossibilità di generare una sufficiente depressurizzazione (Moroni, 2016).

Infine, un'altra tecnica attiva molto utilizzata consiste nella pressurizzazione dei locali di un edificio, ossia nell'immissione forzata di aria allo scopo di ottenere una pressurizzazione degli ambienti che impedisce la risalita di radon del terreno. L'aria viene immessa tramite ventilatori e si deve cercare di mantenere chiuse le vie di fuga. Questa tecnica risulta abbastanza efficiente quando i ricambi di aria dell'edificio sono piccoli e deve essere accompagnata dal rispetto di adeguati comportamenti, ad esempio deve essere programmata opportunamente l'apertura e la chiusura delle porte e delle finestre (Arpa Puglia).

Inoltre, è possibile ridurre la concentrazione di radon anche dopo la sua entrata nell'edificio (Penzo, 2006). Una tecnica molto utilizzata è quella che riguarda la filtrazione dell'aria. Si possono infatti adoperare filtri ad alta efficienza per diminuire le concentrazioni dei prodotti di decadimento del radon, come degli speciali filtri anti-particolato. A tal proposito, numerosi studi hanno dimostrato che la purificazione dell'aria potrebbe aiutare a far scendere la concentrazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento. Tuttavia, tale tecnica non è sempre efficace. Infatti, da uno studio in campo condotto per un periodo di 2,5 anni, utilizzando un filtro dell'aria ad alta efficienza, si sono ottenuti dati che hanno suggerito che tale metodo non aiuta a ridurre le concentrazioni indoor di

radon. In questo caso tali filtri non sono quindi utilizzabili come dispositivi di attenuazione efficaci (Lowe e Pettenato, 2000).

Come detto, poi, vi sono diversi fattori che influenzano il valore della concentrazione di radon in un edificio. Infatti, si devono considerare non solo le caratteristiche geologiche del sottosuolo, come il contenuto di uranio e radio e la permeabilità del terreno, ma anche caratteristiche strutturali, come l'integrità delle fondazioni, oppure le abitudini degli occupanti. Tuttavia, mentre è improbabile che i fattori geologici si modifichino notevolmente nel tempo, è possibile che si verifichino cambiamenti strutturali, come la formazione di fratture o di crepe che fungono da via di ingresso preferenziale per il radon dal sottosuolo. Inoltre può verificarsi anche che gli occupanti cambino le loro abitudini di vita, ad esempio a causa di un aumento della ventilazione si può diminuire sensibilmente la concentrazione di radon indoor (Lomas e Green, 1994). Allora, anche arieggiare i locali può essere un modo per ridurre le concentrazioni indoor di radon, anche se questo costituisce una soluzione temporanea, in attesa di altre definitive. Le finestre vanno aperte almeno tre volte al giorno, iniziando l'apertura dei locali inferiori e la chiusura di quelli posti ai piani superiori, in modo da limitare quanto più possibile l'effetto camino (Arpa Puglia). Inoltre, si può procedere alla diluizione per mezzo della ventilazione forzata. Infine, è interessante notare che le misure di risparmio energetico che vengono intraprese per le abitazioni possono ridurre gli scambi d'aria tra interno ed esterno. In alcuni casi, quindi, in seguito a tali misure si può verificare un aumento sostanziale delle concentrazioni di radon e di radionuclidi generati dal decadimento di questo nell'aria interna. È stato dimostrato che il rischio di carcinoma polmonare attribuibile al radon può addirittura aumentare del 115% se vengono intraprese misure di risparmio energetico che riducono gli scambi d'aria fra interno ed esterno (Brambley e Gorfien, 1986), quindi in tal caso vanno progettate e intraprese misure compensative per diminuire le concentrazioni di radon.

Inoltre, contributi non trascurabili alla concentrazione indoor di radon possono provenire anche dai materiali da costruzione adoperati. In tal caso, la concentrazione di radon imputabile alla radioattività di tali materiali e al loro contenuto di radionuclidi progenitori, specialmente uranio, può essere ridotta con un rivestimento superficiale di pareti e pavimento, usando barriere impermeabili che impediscano l'ingresso di radon nell'aria delle abitazioni. Tuttavia, ciò vale solo come misura temporanea, e si deve poi procedere alla sostituzione di tali materiali (Eichholz et al., 1980).

Si devono poi adottare accorgimenti per ridurre il rischio relativo al radon anche in abitazioni di nuova costruzione. In tal caso, molte delle tecniche adoperate in edifici già realizzati possono essere adottate anche in edifici in costruzione (Arpa Puglia), in modo molto più semplice e più economico,

oltre che con maggior efficacia. Inoltre, è stato dimostrato che intraprendere azioni preventive in tutte le nuove costruzioni ha un effetto molto maggiore, in termini di riduzione del numero di casi di tumore polmonare attribuibili al radon, rispetto ad effettuare le azioni di prevenzione nei soli edifici ubicati in zone a maggiore presenza di radon (OMS, 2009). Questa strategia, adottata in passato solo in alcuni paesi, come l'Irlanda, si è dimostrata molto indicata per ridurre il numero complessivo di effetti sanitari imputabili al radon. In questo caso, un metodo per limitare l'ingresso di radon potrebbe essere quello di inserire una barriera impermeabile ai gas o di assorbimento prima di costruire le parti dell'edificio a contatto con il terreno (Arpa Puglia). Ad esempio, è stato dimostrato che l'uso di carbone attivo, mescolato con il terreno posto immediatamente al di sotto della struttura dell'edificio, permette di ridurre marcatamente l'ingresso di radon. La mordenite, invece, non è risultata essere altrettanto efficace (Goh et al., 1992). In questo caso, il carbone attivo o la mordenite sono utilizzati come additivi, ossia assorbenti di radon che possono essere mescolati con lo strato di terreno adiacente alla sottostruttura degli edifici durante la loro realizzazione. L'utilizzo di carbone attivo, in particolare, ha permesso di ridurre l'ingresso di radon a diverse condizioni di temperatura e umidità. Inoltre in edifici di nuova costruzione si possono poi realizzare vespai ventilati, ma anche pozzetti interrati o esterni all'edificio, predisponendo anche canali di ventilazione (Arpa Puglia). Sempre per gli edifici di nuova costruzione, l'introduzione di una barriera impermeabile è risultata essere una tecnica molto efficace. Infatti, L'Health Protection Agency, nel Regno Unito, ha raccomandato a maggio del 2008 la diffusione a tutti gli edifici di nuova costruzione del livello base di protezione, consistente appunto nella posa in opera di una membrana impermeabile al radon. Questa misura precedentemente non era richiesta in zone a bassa probabilità di elevate concentrazioni indoor di radon (PNR – CCM, 2008).

Inoltre, è necessario adottare diversi accorgimenti anche nella scelta dei materiali utilizzati per la costruzione. Ad esempio, si è già detto che nella città di Schneeberg si rilevano elevate concentrazioni di radon indoor che dipendono dalle penetrazioni del radon dal suolo negli edifici. In questo caso, infatti, il suolo mostra un alto contenuto di uranio ed un'elevata permeabilità. Allora, per limitare l'esposizione al radon degli abitanti in queste aree è necessario adoperare materiali edili isolanti con bassa permeabilità a tale gas. In tal caso, sono stati testati diversi materiali isolanti, come lamine e bitume, anche per la loro tenuta del radon, in modo da scegliere i più efficaci. Nella scelta dei materiali vanno analizzate anche le tecniche di fabbricazione e lavorazione dei materiali in quanto anche tali fattori possono avere grande influenza sulle caratteristiche del materiale (Keller et al., 2001). Chiaramente, vanno poi considerati anche i materiali scelti come rivestimenti. Ad esempio, i materiali attualmente adoperati come rivestimento interno negli edifici australiani sono in genere composti da gesso naturale a basso contenuto di

radio. Se però si utilizzano pannelli di cartongesso provenienti da sottoprodotti chimici a più alto contenuto di radio, può aumentare la concentrazione indoor di radon. Tale contributo può essere però ridotto se la superficie di questi rivestimenti derivanti da sottoprodotti viene trattata con vernice o se le particelle molto fini vengono eliminate dal fosfogesso durante la fabbricazione (O'Brien et al., 1995). In ogni caso, anche nelle case di nuova costruzione non esiste un metodo generale di uguale efficienza per limitare il radon che si può adoperare in tutti i casi. Molto spesso vanno infatti adottate diverse tecniche simultaneamente. Ad esempio, la concentrazione di radon in un edificio di nuova costruzione è stata ridotta con successo a un decimo dalla concentrazione inizialmente attesa per mezzo di un isolamento completo delle pareti e del pavimento dei locali inferiori, ma anche effettuando una rimozione dell'aria del sottosuolo al di sotto della lastra di fondazione di calcestruzzo e attraverso una ventilazione forzata dei locali (Keller, 1992).

5.8 – IL RISCHIO DOVUTO AL RADON PER LA POPOLAZIONE

Nello scorso capitolo, si è vista la formula, contenuta nel PNR, che consente di stimare il rischio relativo dovuto al radon per i minatori. Tuttavia, tali lavoratori sono soggetti a dei valori medi di esposizione di circa 10 volte maggiore a quelli della popolazione generale, mentre la concentrazione di radon è circa 100 volte maggiore del corrispondente valore medio per la popolazione generale (PNR, 2002). Allora, è stato necessario verificare se i dati disponibili per i minatori potessero essere utilizzati per la stima del rischio per la popolazione. In tal caso, è stata attuata un'analisi limitata ai soli minatori con esposizioni inferiori a 50 e 100 WLM. Tali valori corrispondono, in pratica, ad un'esposizione di durata pari a 60 anni a concentrazioni medie di 200 Bq/m³ e 400 Bq/m³. L'analisi effettuata ha fornito risultati equivalenti a quelli ottenuti usando tutti i dati disponibili per i minatori (Lubin et al., 1997; BEIR VI, 1999).

Sulla base di ciò, un'analisi di Lubin e Boyce (1997) ha fornito, per la popolazione generale, un rischio relativo pari a $RR=1,14$ per un'esposizione di 30 anni ad una concentrazione media di 150 Bq/m³, basandosi su di un modello log-lineare. Tale risultato è risultato essere praticamente identico a quello ottenuto per i minatori, per un'uguale esposizione, con un modello lineare (PNR, 2002). Inoltre, sulla base di tale analisi, il rischio relativo ricalcolato per esposizioni pari a 100 e 200 Bq/m³ risulta essere rispettivamente di 1,09 e 1,19 (Bochicchio et al., 1998). Studi successivi mostrano, assumendo un modello lineare, rischi relativi superiori ma comunque compatibili con i risultati ottenuti dai precedenti autori, tuttavia consentono anche di considerare che è necessario ridurre l'incertezza associata alla stima dell'esposizione per ottenere una stima corretta dei rischi (PNR, 2002). Bisogna però evidenziare come tali stime di rischio si riferiscono, in generale, a indagini su fumatori, quindi in realtà considerano il rischio riguardante l'effetto sinergico di fumo e radon. Per quel che riguarda i non fumatori, i risultati delle indagini sono spesso discordanti fra

loro, anche se generalmente il rischio per i non fumatori è ritenuto minore o al più uguale a quello per i fumatori (PNR, 2002). Ad esempio, da uno studio condotto in Svezia su soggetti non fumatori viene suggerito che vi sia un rischio significativo di sviluppare un tumore polmonare a seguito di un'esposizione al radon solo se si è anche in presenza di fumo passivo (Lagarde et al., 2001).

Come detto, per quel che riguarda i minatori si stima che circa il 40% dei tumori polmonari siano attribuibili ad un'esposizione al radon. Per quel che riguarda la popolazione generale, invece, vi sono diverse stime (PNR, 2002), a seconda dei paesi. In Italia, stime più recenti indicano che il numero totale di tumori ai polmoni è pari a circa 34000 l'anno, effettuando una media fra anni diversi, e la percentuale di questi imputabili al radon è circa il 10%, con percentuali che però possono variare notevolmente da zona a zona. Infatti, a livello regionale, il range di valori delle percentuali di tumori ai polmoni attribuibili al radon è compreso fra il 4% e il 16% (Carpentieri, 2018). In Tabella 5.4 sono appunto indicati i valori del numero di tumori ai polmoni in Italia dovuti al radon, secondo tali stime, per diversi range di concentrazione. Si tenga conto, inoltre, che per tale tipo di tumore l'incidenza è di poco superiore alla mortalità, in quanto si ha un'elevata mortalità dovuta all'insorgenza di tale tumore, anche se negli ultimi anni sono stati raggiunti notevoli miglioramenti. Tuttavia, si deve considerare anche che altre stime indicano che il rischio attribuibile al radon, in Italia, può essere stimato fra il 5% e il 20% di tutti i casi di tumori polmonari, ossia circa 1500-6000 casi l'anno (PSN, 1998), quindi si nota che in ogni caso vi è una certa incertezza sul rischio di tumore polmonare imputabile a tale gas.

Tabella 5.4 - Numero di tumori ai polmoni attribuibili a diverse concentrazioni di radon in Italia (Fonte: Carpentieri, 2018)

Concentrazione (Bq/m³)	Numero di tumori ai polmoni attribuibili al radon
0 - 50	695
50-100	1157
100-150	680
150-200	367
200-250	202
250-300	114
>300	196
Tutte le concentrazioni	3411

6 – METODI DI MISURA DEL RADON

6.1 – GENERALITÀ

La misura della concentrazione di radon presente nelle diverse matrici ambientali, come aria, acqua e suolo, costituisce un aspetto molto importante, in quanto consente di valutare il rischio correlato a tale concentrazione. In particolare, la misura delle concentrazioni indoor permette di determinare l'esposizione dei lavoratori o della popolazione e di procedere così alla valutazione del rischio, in modo da poter poi decidere, eventualmente, di intraprendere interventi di bonifica e scegliere le metodologie più efficaci in base alla situazione in esame.

I metodi di misura, in generale, si distinguono in base alla durata temporale del campionamento (Penzo, 2006):

- a) *istantanei*: in tal caso l'operazione di campionamento è effettuata con un unico prelievo e il valore della concentrazione del radon si ricava al momento del riempimento del volume sensibile dello strumento (Rossetti, 2008). Per le misure di radon in aria, in genere tale campionamento avviene con durata inferiore ad 1 ora. Questa tipologia è utilizzata per eseguire una misurazione definita in modo preciso nel tempo. Tuttavia, si deve considerare che la concentrazione di radon nelle suddette matrici ambientali può essere molto variabile, sia a livello stagionale che giornaliero, dunque frequentemente le misurazioni istantanee non restituiscono dati rappresentativi della situazione in esame e si deve quindi adoperare tale tipologia di campionamento con prudenza (Penzo, 2006);
- b) *continui*: con questa tipologia vengono eseguiti una serie di prelievi singoli in successione fra loro. In questo modo, si riesce a ricavare l'andamento nel tempo della concentrazione di radon (Rossetti, 2008), in modo da tener conto delle suddette variazioni. Inoltre, contemporaneamente alla concentrazione di radon, tali sistemi permettono di ricavare anche altri parametri, come la pressione atmosferica o l'umidità (Minach et al., 2004).
- c) *integrati*: infine, in questo modo, il campionamento viene effettuato in modo continuo nel tempo per periodi che variano, a seconda delle esigenze, da qualche giorno a qualche mese, fino anche a campionamenti di durata annuale (Rossetti, 2008). Successivamente, integrando nel tempo, si può ottenere il valor medio della concentrazione nel periodo considerato e, quindi, il valore dell'esposizione a tale gas.

Invece, gli strumenti utilizzati per eseguire il campionamento, detti appunto campionatori, si possono distinguere in:

- a) *campionatori attivi*: in questo caso, sono dispositivi che, attraverso un'aspirazione forzata, permettono di introdurre l'aria contenente il radon nell'elemento sensibile dello strumento di campionamento. Tali campionatori sono in pratica dotati di apposite pompe e hanno bisogno quindi dell'apporto di energia esterna per poter funzionare (Penzo, 2006). Inoltre, l'aria in ingresso viene filtrata per impedire l'ingresso di prodotti di decadimento del radon;
- b) *campionatori passivi*: sono dispositivi che non necessitano dell'apporto di energia esterna, in quanto l'aria entra nel volume sensibile spontaneamente, attraverso il meccanismo della diffusione. L'aria contenente radon deve comunque attraversare un mezzo filtrante o una membrana (Penzo, 2006).

6.2 – METODI DI MISURA ISTANTANEI O IN CONTINUO

Tra gli strumenti più adoperati per il campionamento istantaneo vi sono le *celle a scintillazione*, dette anche celle di Lucas. Queste sono camere di vario volume, le cui pareti interne sono ricoperte da un materiale detto *scintillatore*, di solito ZnS(Ag), ossia un solido inorganico molto sensibile alle radiazioni alfa. In questo caso, la modalità di campionamento è di tipo attivo e viene aspirata aria dall'ambiente fino a riempire la camera, inizialmente vuota (Penzo, 2006). Allora, se la cella viene riempita da aria contenente radon, a causa del decadimento di questo o dei suoi prodotti figli, vengono emesse particelle alfa che interagiscono con lo strato di scintillatore, generando impulsi luminosi, ossia piccole scintille (Arpa Puglia), da cui il nome dello strumento. Accoppiando un fotomoltiplicatore opportunamente calibrato, per amplificare tali impulsi luminosi, si può procedere al calcolo di questi, in modo da ricavare poi la concentrazione di radon presente nell'aria (Rossetti, 2008). In alternativa, il campionamento può avvenire anche consentendo un flusso continuo di aria nella cella, attraverso le valvole di ingresso e di uscita, per qualche minuto, fino ad uguagliare la concentrazione di radon all'interno della camera con la concentrazione che si ha all'esterno. Le celle di Lucas possono quindi essere adoperate anche per il campionamento continuo, ma in questo caso può accadere che i prodotti di decadimento del radon si depositino sulle pareti della cella, causando problemi di calibrazione. Inoltre, l'aria aspirata deve prima attraversare un filtro, in modo da impedire l'ingresso ai prodotti di decadimento del radon e poter quindi procedere ad una misura accurata della concentrazione di radon (Penzo, 2006).

Un altro campionatore è detto *camera a ionizzazione* ed è costituito da un volume metallico, generalmente di forma cilindrica, e da un filo centrale. Questi elementi svolgono le funzioni di elettrodi. Imponendo una certa differenza di potenziale, il filo centrale fungerà da anodo, mentre le pareti metalliche costituiranno il catodo (Penzo, 2006). In generale, quando una particella carica attraversa un gas, le molecole di tale gas si trasformano in coppie di ioni, ossia si verifica la ionizzazione del gas. In questo caso, la ionizzazione dell'aria è pertanto dovuta alle particelle alfa

emesse dal radon e dai suoi prodotti di decadimento (Minach et al., 2004). Poiché l'aria si trova tra due elettrodi, gli ioni migrano verso gli elettrodi di segno opposto. Dunque, gli elettroni migrano verso l'anodo (Penzo, 2006) e successivamente si può procedere al calcolo delle cariche negative che si sono formate nella camera. Alla fine, si ottiene il valore della concentrazione di radon contenuto nell'aria (Minach et al., 2004). L'aria in ingresso deve essere opportunamente filtrata. Anche in questo caso il campionamento è di tipo attivo, con l'immissione di aria nella camera. Tale strumento può essere adoperato sia in modo continuo, realizzando un flusso costante di aria, sia con un campionamento istantaneo, immettendo aria, dopo aver fatto il vuoto, e poi sigillando la camera (Penzo, 2006).

Infine, il campionamento attivo può avvenire anche con *il metodo dei due filtri*. In questo caso, si utilizzano infatti due filtri disposti in serie. L'aria passa attraverso il primo filtro, su cui si depositano tutti i prodotti di decadimento del radon, per poi entrare in una camera di decadimento di volume noto. Qui, una parte del radon contenuto nell'aria decade e genera ulteriori prodotti di decadimento, che vengono trattenuti nel passaggio attraverso il secondo filtro. A questo punto, si procede alla misurazione dell'attività alfa mediante uno scintillatore a ZnS(Ag) accoppiato al secondo filtro, da cui si ottiene la concentrazione di radon contenuto nell'aria. Come i sistemi precedenti, anche questo può essere adoperato sia per campionamenti istantanei che in continuo (Penzo, 2006).

6.3 – METODI DI MISURA INTEGRATI

Per eseguire invece misure lunghe, di durata anche semestrale o annuale, si utilizzano dispositivi passivi, che permettono di ricavare un valor medio nel tempo della concentrazione di radon e non necessitano di un apporto di energia elettrica (Arpa Puglia). Questi sono strumenti particolarmente adatti per le misurazioni indoor, in quanto consentono di mediare nel tempo l'effetto delle fluttuazioni stagionali e giornaliere per ricavare quindi un'esposizione rappresentativa della situazione reale, ed inoltre sono in genere pratici da usare e poco costosi (Rossetti, 2008).

La tecnica di misura più adoperata in queste situazioni prevede l'uso dei *rivelatori di tracce nucleari a stato solido* (Durrani e Ilic, 1997), indicati anche come SSNTD, ossia "solid state nuclear track detectors". Le radiazioni alfa che vengono emesse dal radon o dai suoi prodotti di decadimento, nel passaggio attraverso particolari materiali apportano dei danni, come anche nel caso dei tessuti umani (Arpa Puglia). In pratica, tali particelle, urtando gli atomi o le molecole del mezzo che attraversano, rilasciano una parte dell'energia che possiedono. In questo modo ionizzano il mezzo, scindendo i legami molecolari e generando ioni. In alcuni materiali e sotto determinate condizioni, però, dopo il passaggio di tali particelle, non vengono ricreati i precedenti legami molecolari, ma rimane una traccia permanente del passaggio di tali particelle. Pertanto, i rivelatori a

tracce nucleari non sono altro che film di polimeri molto sensibili alle radiazioni alfa, ma insensibili ad altri tipi di radiazione. Le particelle alfa che attraversano tale materiale danneggiano i legami molecolari di tale polimero, lasciando la cosiddetta “traccia latente” (Rossetti, 2008). Tuttavia, per rendere visibile la traccia al microscopio ottico occorre sottoporre tali rivelatori, dopo l’esposizione, ad un processo di ingrandimento tramite un trattamento chimico (Penzo, 2006). Tale processo è simile a uno sviluppo fotografico (Arpa Puglia): i rivelatori vengono immersi in una soluzione fortemente basica, generalmente costituita da NaOH o KOH, che reagisce diversamente nella zona del film danneggiata dalla radiazione rispetto a zone di materiale non danneggiato, incrementando le sue dimensioni e rendendo così la traccia visibile otticamente (Penzo, 2006). Così, si può poi procedere al conteggio delle tracce, il cui numero sulla superficie dei rivelatori è proporzionale alla concentrazione di radon (Minach et al., 2004). I rivelatori più utilizzati sono il Kodak LR-115, costituito da nitrato di cellulosa, e il CR-39, che chimicamente è un policarbonato. Tali rivelatori sono perlopiù posti all’interno di appositi contenitori, detti *dosimetri*, nei quali il radon entra per diffusione o permeazione ma viene impedito con un filtro o una membrana l’entrata dei suoi prodotti di decadimento (Penzo, 2006). Tali contenitori esistono in diverse forme e dimensioni. I dosimetri, dopo l’attivazione, possono essere lasciati in esposizione anche per tempi molto lunghi, quindi sono molto adoperati per effettuare misure indoor, in quanto si ricava un valor medio della concentrazione di radon su lunghi periodi (Arpa Puglia). Infatti, la normativa italiana per le misure nei luoghi di lavoro richiede di effettuarle su un periodo pari a 12 mesi, in quanto a causa della grande variabilità delle concentrazioni di radon e dei fattori che le influenzano è opportuno considerare una misura su tale periodo di tempo o due misure ripartite su due semestri, come riportato da Arpa Puglia. Inoltre, sono poco costosi, robusti e consentono di poter essere analizzati anche dopo molto tempo (Penzo, 2006).

Altri dispositivi usati sono poi gli *elettreti*, che sono dei dischi di materiale plastico, ad esempio il teflon, che vengono caricati elettrostaticamente ad un dato potenziale, generando un campo elettrico (Arpa Puglia). L’elettrete è posto in una camera di piccole dimensioni, in cui il radon entra passivamente, per diffusione, attraversando un filtro (Minach et al., 2004). A questo punto, a causa del decadimento radioattivo, vengono emesse radiazioni dal radon e dai suoi prodotti di decadimento che ionizzano l’aria, generando delle coppie di ioni positivi e negativi. Gli ioni negativi sono quindi attirati a muoversi verso l’elettrete, che risulta carico positivamente, e depositandosi sulla sua superficie neutralizzano parzialmente la carica iniziale (Penzo, 2006). La diminuzione di carica dipende a questo punto dalla concentrazione di radon e dal tempo di esposizione, pertanto, eseguendo due letture della tensione con un voltmetro, una prima dell’esposizione ed una alla fine di questa, e conoscendo il tempo di esposizione, si può ottenere la

concentrazione di radon (Penzo, 2006). Con questi strumenti si possono effettuare misure di varia durata, da qualche ora fino a vari mesi (Arpa Puglia), sono disponibili in diverse dimensioni e forme e sono relativamente economici, tuttavia il principale svantaggio è rappresentato dal fatto che gli elettretometri sono sensibili anche ai raggi γ e ai raggi cosmici. Pertanto, tali strumenti devono essere dotati anche di altri dosimetri per stimare la dose connessa a radiazioni diverse da quella emessa dal radon, posti in contenitori impermeabili a tale gas (Penzo, 2006).

Le misure indoor devono essere poi condotte in modo opportuno. In particolare, devono essere condotte nei locali posizionati più in basso e più frequentati, evitando però le cucine e i bagni, in quanto la presenza di acqua o di fumi può inficiare la misura. Inoltre, affinché siano significative devono essere condotte per un periodo di tempo pari almeno ad un anno, utilizzando un solo dosimetro oppure due dosimetri, ciascuno per un semestre (Arpa Puglia).

6.4 – METODI DI MISURA NEL SUOLO E NELL’ACQUA

Per quel che riguarda le misure di radon in tali matrici ambientali, nei metodi più efficaci il gas viene dapprima separato dal campione ambientale mediante processi di estrazione o diffusione (Rossetti, 2008). A questo punto, si può poi procedere alla misurazione del contenuto di radon. Tuttavia, si deve tener presente che è occorre impedire qualsiasi contatto tra il campione di materiale prelevato e l’aria, per evitare possibili dispersioni di radon.

Ad esempio, per la misura del radon contenuto in acqua, si può utilizzare il gorgogliamento per estrarre il radon. Infatti, a causa della sua relativamente bassa solubilità in acqua, tale gas si può estrarre facilmente, facendo gorgogliare dell’aria (Zucchetti e Bonavigo, 2005) e permettendo così il passaggio di radon dall’acqua all’aria. In questo modo, il radon estratto viene poi introdotto in un dispositivo per misurarne la concentrazione, come una cella a scintillazione.

Per le misure nel sottosuolo viene invece adoperata una sonda, infissa a circa 70-100 cm di profondità, con cui tale gas viene dapprima aspirato dal terreno e poi mandato allo strumento di misura attraverso una pompa (Rossetti, 2008).

Infine, numerosi strumenti basati su un funzionamento attivo prevedono kit per l’estrazione di radon e per effettuare misure nelle diverse matrici ambientali, dotati di particolari unità per la misura di tale gas nel suolo oppure in acqua, ma anche per i materiali da costruzione (Minach et al., 2004).

7 – CASO STUDIO: MISURE DI PREVENZIONE INTRAPRESE IN UN'ABITAZIONE DI NUOVA COSTRUZIONE IN PUGLIA

7.1 - INTRODUZIONE

Nell'ambito dell'attività di tesi, è stata seguita la costruzione di un'abitazione in Puglia, in cui sono state intraprese misure preventive per evitare successivamente, una volta completata, il verificarsi di elevate concentrazioni indoor di radon. In Puglia la presenza di radon negli edifici è dovuta principalmente all'ingresso di questo dal sottosuolo e solo un piccolo contributo, generalmente, è riconducibile invece ai materiali da costruzione utilizzati o al contributo dell'acqua (Arpa Puglia).

Geologicamente, la Puglia presenta un substrato calcareo affiorante soprattutto in tre distinte zone, ossia sul Gargano, sulle Murge e nella Penisola Salentina. Questo è un substrato roccioso di origine sedimentaria, che ha poi subito metamorfismo in seguito agli eventi tettonici occorsi durante gli anni e alle conseguenti variazioni di pressione e temperatura (Arpa Puglia). Il calcare è quindi una roccia sedimentaria il cui componente principale è il carbonato di calcio CaCO_3 . In tali rocce è molto comune il fenomeno del carsismo, che si riferisce all'azione chimica esercitata dall'acqua, consistente in processi sia di dissoluzione che di precipitazione. In pratica, considerando acque che vengono rese acide dall'anidride carbonica contenuta in atmosfera, l'azione *dissolutiva* è dovuta al flusso su rocce calcaree di tali acque che aggrediscono il carbonato di calcio e di conseguenza corrodono la roccia. La dissoluzione avviene a causa di acque meteoriche. Queste, infatti, scorrendo nel suolo, si arricchiscono ancora di più di CO_2 , dato che già normalmente contengono disciolta al loro interno anidride carbonica di provenienza atmosferica. In ogni caso, queste acque acide, corrodendo lentamente la roccia calcarea, generano nel corso delle ere geologiche dei sistemi di fratture e condotti di varie dimensioni. Invece, l'azione *costruttiva* si esplica con il rilascio di carbonato di calcio insolubile da parte dell'acqua. Questa, infatti, a causa della dissoluzione, viene nel tempo resa satura e, di conseguenza, si verifica la precipitazione di tale composto. In questo modo vengono generate ad esempio stalattiti e stalagmiti.

In ogni caso, il fenomeno del carsismo si esplica nel sottosuolo con un sistema di cunicoli e cavità, fermandosi solo in corrispondenza di rocce che, a causa della loro mineralogia, non possono essere soggette a dissoluzione carsica. In Figura 7.1 è ad esempio rappresentata una cavità carsica nel territorio pugliese.



Figura 7.1 - Cavità carsica in Puglia (Fonte: CNR - IRPI, Istituto di Ricerca per la Protezione Idrogeologica, 2019)

Anche se le rocce calcaree in tale regione sono pertanto caratterizzate perlopiù da valori relativamente bassi del contenuto di uranio, il fenomeno del carsismo può influire notevolmente sul processo di esalazione del radon. Infatti, a causa di una rete sotterranea di faglie e cavità connesse fra loro, il radon viene facilmente trasportato dall'acqua e dai gas e può percorrere grandi distanze, per poi venir liberato all'esterno (Arpa Puglia).

Per quel che riguarda i risultati dell'Indagine Nazionale, è sempre riportato dall'Arpa Puglia che furono analizzate in tale regione 310 abitazioni appartenenti in totale a 9 comuni: Bari, Rutigliano (BA), Foggia, Troia (FG), Sant'Agata di Puglia (FG), Taranto, Lecce, Castrì di Lecce (LE) e Latiano (BR). Dalle analisi effettuate, è stato possibile ricavare un valore di concentrazione media annua della Regione Puglia pari a 55 Bq/m^3 , uno dei più bassi in Italia, dato che si ricorda che la media nazionale è 70 Bq/m^3 .

Tuttavia, per quanto la Puglia, in generale, non rientra nelle aree più a rischio di elevate concentrazioni indoor di radon (PNR, 2002), come si è detto precedentemente il range di valori che può assumere tale grandezza può essere molto variabile. Pertanto conviene comunque intraprendere misure di prevenzione, specie in alcune zone carsiche dove la presenza di numerose faglie e fratture può costituire dei percorsi preferenziali per l'ingresso di radon in un'abitazione. Tale approccio è promosso dall'OMS ed ha portato a notevoli risultati, in quanto è stato dimostrato che intraprendere azioni preventive in tutte le nuove costruzioni ha un effetto maggiore rispetto a realizzarle solo per edifici che sorgono in aree in cui si stima un'elevata probabilità che ci siano alte concentrazioni indoor di radon (OMS, 2009). Per tutti questi motivi, nell'ambito di un lavoro di costruzione di una nuova abitazione nella zona del Gargano, in Provincia di Foggia, si è fatto ricorso ad alcuni accorgimenti a scopo preventivo, esposti in dettaglio di seguito. Inoltre, da indagini anche private effettuate in diverse abitazioni nella Provincia di Foggia si sono rilevati valori che in alcuni casi

erano molto più alti della concentrazione media rilevata nell'Indagine Nazionale, anche se perlopiù inferiori a 200 Bq/m³ (Moroni, 2013) che possono ulteriormente giustificare la realizzazione di un'abitazione adoperando misure preventive adeguate.

7.2 – INQUADRAMENTO GEOLOGICO

Il promontorio del Gargano è ubicato nella parte settentrionale della Puglia, nella zona orientale della Provincia di Foggia. Tale promontorio confina ad ovest con il Tavoliere delle Puglie, una vasta pianura che si estende per circa 3000 km², mentre dagli altri lati è completamente circondato dal mare Adriatico. La vetta più alta è il Monte Calvo, a cui corrisponde un'altezza di 1055 m s.l.m., ma il promontorio presenta un andamento altimetrico molto variabile, con grandi escursioni. Infatti, in alcune zone, l'elevazione può passare anche da oltre mille metri d'altitudine al livello del mare in pochi chilometri in linea d'aria.

Geologicamente, il Gargano è costituito da terreni calcareo-marnosi nella parte più orientale e da terreni calcarei in quella occidentale. Solo la Punta delle Pietre Nere, nei pressi di Lesina, fa eccezione ed è costituita da un modesto affioramento di rocce intrusive. A causa della predominanza di rocce calcaree, il Gargano ha una fisionomia carsica, con numerose doline, fosse, grotte, conche, caverne e cunicoli sotterranei (Enciclopedia Treccani), causate appunto dai fenomeni carsici di dissoluzione. L'origine di tali rocce carbonatiche si fa risalire ai periodi Giurassico e Cretacico (Sciannamblo e Spizzico, 2000), rispettivamente compresi fra 200 e 145 milioni di anni fa e fra 145 e 65 milioni di anni fa. L'ambiente di deposizione originario di tali rocce doveva essere marino. Successivamente, iniziarono però nel Miocene e proseguirono poi nel Pliocene, anche se a fasi alterne, i primi sollevamenti. Tali movimenti perdurano ancora oggi, come testimoniato dall'attività sismica. In pratica, le varie catene montuose italiane si sono formate a causa della collisione tra la Placca Africana e la Placca Europea. Il movimento di accostamento tra queste due masse continentali, che è cominciato circa 70 milioni di anni fa, nel Cretaceo superiore, ha causato infatti la formazione sia della catena delle Alpi che degli Appennini. Anche il Gargano, pur non essendo una vera catena montuosa, ha risentito dei movimenti relativi fra tali placche. Tutto ciò può essere testimoniato dalle numerose faglie presenti, che sono responsabili dell'intensa attività sismica (Morsilli, 1998). Infatti, la Puglia Settentrionale e in particolar modo il Gargano sono caratterizzati da eventi sismici abbastanza frequenti, anche se perlopiù di energia medio-bassa. Tuttavia, nel corso degli anni si sono verificati anche terremoti particolarmente distruttivi, come quello della Capitanata nel 1627, che fu l'evento sismico più forte mai avvenuto in Capitanata, e quello del Gargano del 1646, causando notevoli danni ai paesi della zona, che furono in alcuni casi quasi completamente distrutti (INGV terremoti). Si deve citare anche il terremoto del Gargano del

1893, che causò danni significativi ma solo in una zona limitata del Gargano, anche se comunque la scossa fu avvertita a grande distanza.

Il territorio del Gargano è quindi caratterizzato da una miriade di faglie, tanto che il promontorio del stesso è separato dal Tavoliere delle Puglie proprio da una di queste, che corre lungo il Torrente Candelaro (Sciannamblo e Spizzico, 2000). Inoltre, le faglie del Gargano hanno anche una notevole valenza idrogeologica e rappresentano le principali vie di flusso per l'acqua sotterranea. In Figura 7.2 è riportata una Carta Geologica di dettaglio del Gargano, dove si possono notare le numerose faglie presenti.

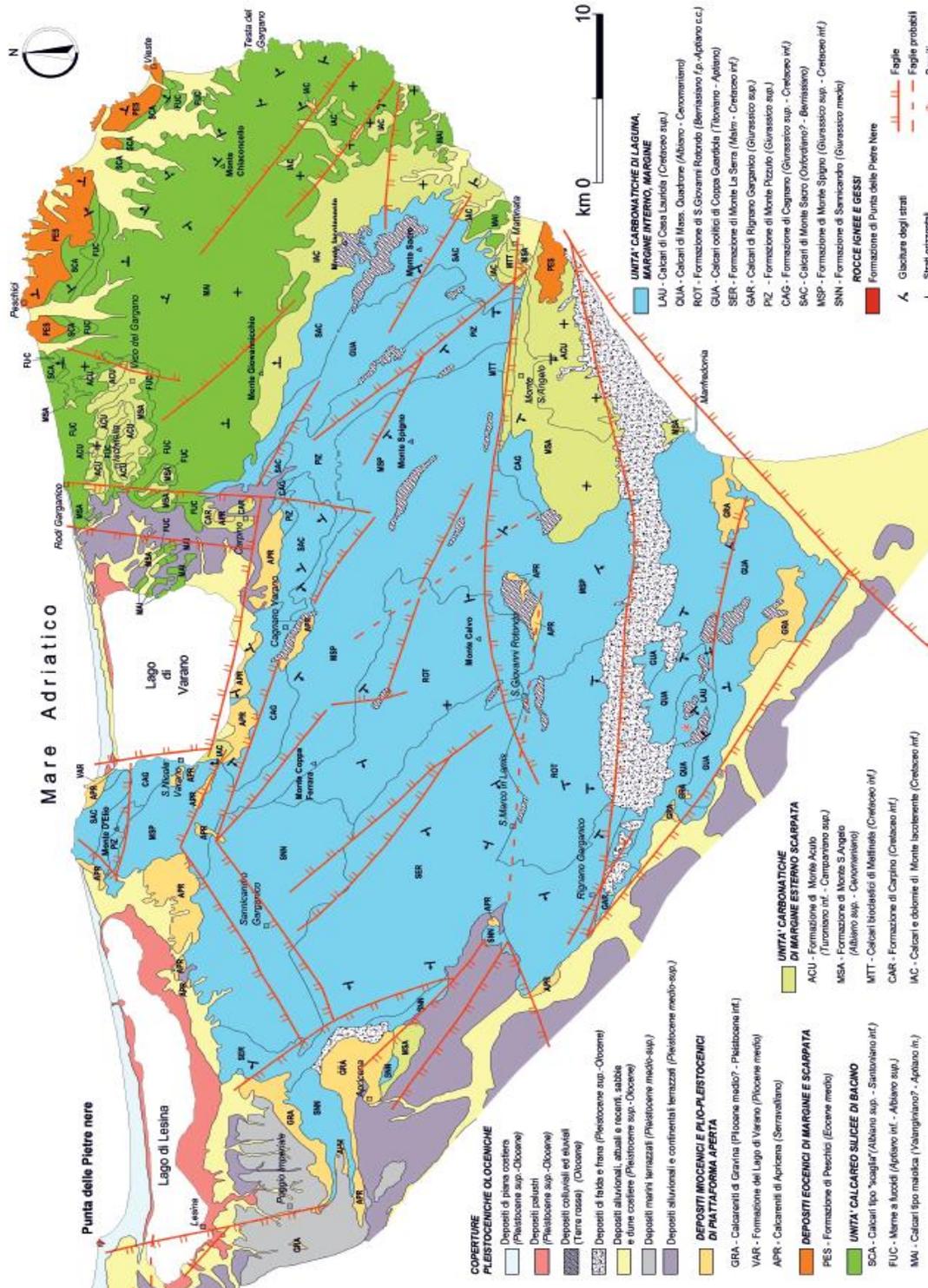


Figura 7.2 - Carta Geologica di dettaglio del promontorio del Gargano (Fonte: Cotecchia, 2014)

Oltre ai fenomeni carsici, allora, la circolazione dei fluidi nel sottosuolo è fortemente influenzata anche dalla tettonica (Cotecchia, 2014). In generale, allora, le rocce carbonatiche che costituiscono il sottosuolo garganico sono molto permeabili, a causa del carsismo e della fratturazione delle rocce. I fenomeni carsici sono molto evidenti, tant'è che uno dei più noti casi in Europa è rappresentato dalla Dolina Pozzatina, situata nel territorio di San Nicandro. Altri esempi sono rappresentati poi dalle numerose *grave* presenti, come quella di San Leonardo e di Campolato. In Figura 7.3 è rappresentata una carta schematica della permeabilità delle rocce del territorio.

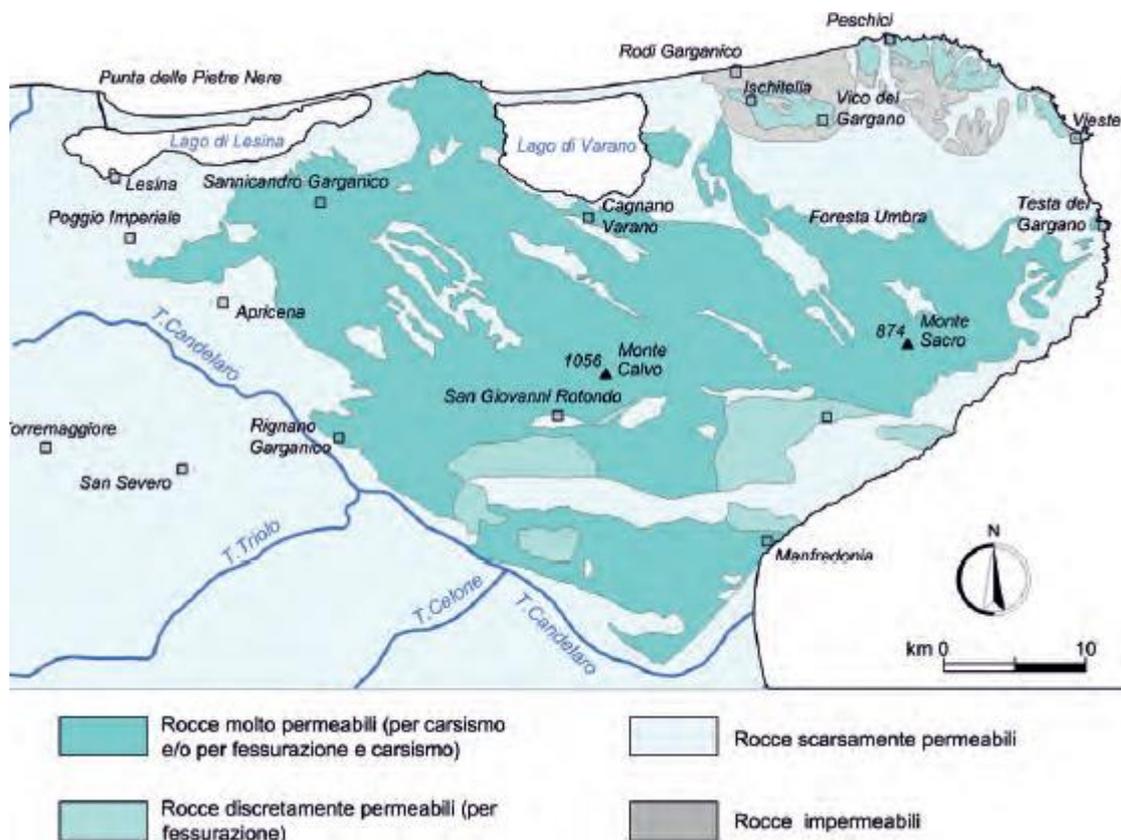


Figura 7.3 - Carta geologica schematica della permeabilità delle rocce del Gargano (Fonte: Cotecchia, 2014)

Da indagini condotte sul contenuto di radon nelle acque sotterranee, si è notato che in generale le concentrazioni sono inferiori al limite previsto per legge per le acque destinate al consumo umano, anche se localmente si sono anche rilevati valori molto più alti. In questo caso, il contenuto di radon più elevato può essere dovuto in parte alla presenza di radio nelle rocce che circondano le falde acquifere, ma anche a causa delle numerose faglie, fratture e cunicoli sotterranei che possono costituire percorsi preferenziali per il flusso di tale gas (Sciannamblo e Spizzico, 2000).

7.3 – MISURE DI PREVENZIONE INTRAPRESE

Riassumendo quanto visto finora, a causa della pericolosità di tale gas radioattivo e della particolarità della struttura geologica del Gargano, nel caso di una costruzione di un'abitazione privata si è ritenuto opportuno adoperare particolari accorgimenti preventivi. Infatti, come detto, pur non essendoci sufficienti evidenze che facciano presupporre un'alta probabilità di rilevare elevate concentrazioni indoor in questa zona, si è notato che localmente le concentrazioni al coperto di tale gas possono essere molto variabili e che anche abitazioni adiacenti, con analoghe caratteristiche costruttive, possono presentare valori molto diversi. Chiaramente, la presenza di un sottosuolo influenzato da fenomeni carsici e tettonici che causano un fitto sistema di faglie e fessure è stato un fattore determinante nella scelta di intraprendere tali misure preventive, anche a causa del fatto che da indagini ulteriori si sono ottenuti valori ben più alti rispetto all'Indagine Nazionale. Ad esempio, si riporta che, da successivi studi, nella Regione Puglia “risultava una media regionale di circa 190 Bq/m³, valore molto elevato rispetto a quanto trovato nell'Indagine Nazionale e per la quale la regione Puglia era stata considerata finora a basso rischio” (Rossetti, 2008). Anche per le acque sotterranee, in alcune zone si sono ricavati valori più alti della concentrazione di radon, ben superiori al limite previsto per le acque destinate al consumo umano. Allora, poiché i fattori che influenzano i valori delle concentrazioni indoor sono molto numerosi e non tutti controllabili, si può ritenere giustificato l'approccio preventivo promosso dall'OMS, a scopo cautelativo, negli edifici di nuova costruzione, soprattutto quando non sono disponibili studi più approfonditi.

Inoltre, in Puglia, dal 2016 è in vigore la nuova Legge Regionale n.30/2016 che riporta le norme per ridurre l'esposizione derivante da gas radon in ambienti chiusi. In particolare, facendo anche riferimento alla Direttiva 2013/59/Euratom, anche se non ancora recepita dall'ordinamento italiano, e in coerenza con la normativa nazionale, la Regione definisce non solo azioni di monitoraggio e risanamento per gli edifici esistenti, ma anche nuovi livelli di riferimento per le nuove costruzioni. In particolare, recependo in anticipo la suddetta Direttiva europea, all'Art.3 viene stabilito che “il livello limite di riferimento per concentrazione di attività di gas radon in ambiente chiuso, e in tutti i locali dell'immobile interessato, non può superare 300 Bq/mc, misurato con strumentazione passiva”. Da ciò, si nota non solo che la Regione Puglia pone molta attenzione a tale problematica, ma che vi è anche la necessità di realizzare edifici di nuova costruzione rispettando limiti più stringenti di quelli previsti a livello nazionale. Infine, è necessario tener conto del fatto che, col progresso delle conoscenze scientifiche, possano venir fissati nei prossimi anni livelli di riferimento molto più bassi di quelli attuali. Dunque si deve far riferimento anche ad un'ottica futura, in quanto può sorgere in futuro la necessità di intraprendere azioni correttive che, normalmente, si dimostrano meno efficaci e più costose.

Da quanto detto, per quanto riguarda le misure di prevenzione intraprese nel caso in esame, si è innanzitutto disposta una guaina impermeabile ai gas nelle parti a diretto contatto con il terreno, ossia dopo aver effettuato lo scavo per alloggiare la platea di fondazione. In questo modo, viene realizzata una barriera che impedisce l'entrata nell'edificio del gas radon ascendente. Esistono diverse versioni in commercio di barriere di tal genere e nel caso in esame si è optato per l'utilizzo di una guaina realizzata in materiale plastico, che tra i vantaggi annovera anche un'estrema robustezza e un'elevata facilità di posa, anche su vaste superfici.

Successivamente, dopo la realizzazione della platea di fondazione e della struttura di pilastri e travi in cemento armato, si sono intraprese ulteriori misure preventive volte a contrastare la risalita di gas radon dal suolo all'interno dell'edificio. Infatti, si è attuato un vespaio aerato mediante cupolette di tipo "Igloo" e su di esso si è poi costruito il massetto per il pavimento. Gli "igloo" sono degli elementi di materiale plastico, come mostrato in Figura 7.4, che consentono di realizzare in modo efficace, rapido ed economico un vespaio aerato.



Figura 7.4 - Cupoletta "Igloo" di materiale plastico

Infatti, tali elementi vengono assemblati ad incastro, come da Figura 7.5, e consentono in questo modo un'efficace ventilazione in tutte le direzioni. Per poter far avvenire tale ventilazione, è però necessario realizzare lungo la muratura esterna dei fori di aerazione, raffigurati in Figura 7.6, poiché in questo modo il vespaio aerato viene collegato con l'esterno attraverso semplici tubi e si crea dunque un flusso d'aria che consente la diluizione e il trasporto in atmosfera del radon.



Figura 7.5 - Igloo assemblati ad incastro per la realizzazione del vespaio aerato



Figura 7.6 - Fori di aerazione per permettere la ventilazione del vespaio

Tuttavia, poiché le murature esterne poggiano direttamente sulla fondazione e non, come quelle interne, sul massetto soprastante al vespaio aerato, è necessario anche disporre un ulteriore strato di guaina impermeabile al radon al di sotto dei muri di tampono esterni. Infatti, in questo modo si evita che le murature esterne generino dei percorsi a più alta facilità di migrazione del radon. La

guaina impermeabile disposta sotto tali muri è anch'essa in materiale plastico ed è mostrata in dettaglio in Figura 7.7.



Figura 7.7 - Particolare della guaina impermeabile disposta sotto i muri di compagno esterni

8 – CONCLUSIONI

Sulla base di quanto esposto precedentemente, nell'ambito dell'attività di tesi si sono esaminate le conoscenze scientifiche e i riferimenti normativi relativi al gas radon, allo stato attuale.

Nonostante la sua pericolosità sia nota da tempo, il problema associato a tale gas non è stato ritenuto di grande interesse da parte della società e della politica ed è stato, negli anni, sottostimato. Ciò è dovuto, in parte, all'insorgenza di danni solo molto tempo dopo il verificarsi dell'esposizione e non facilmente correlabili al radon.

Solo recentemente, sulla base della crescente presa di coscienza riguardo alla salubrità dei luoghi di lavoro e degli ambienti di vita da parte della popolazione, sono stati condotti studi più approfonditi e sono state emanate le prime norme, sia a livello europeo che italiano.

Il radon è presente ovunque, anche se il valore che assume la sua concentrazione dipende da numerosi fattori, spesso non controllabili, e costituisce il contaminante radioattivo più pericoloso negli ambienti chiusi. Il lavoro di tesi svolto ha permesso sia di analizzare il quadro normativo e i rischi per la salute inerenti a tale problema, sia i principali parametri che influenzano le concentrazioni di tale gas. Lo studio ha riguardato i materiali d'origine e gli involucri edilizi, prendendo in esame i fenomeni di formazione e trasporto e le modalità di risalita del radon verso gli edifici. Inoltre, sono state considerate anche alcune misure di riduzione del rischio, con particolare attenzione ad azioni di prevenzione che si possono intraprendere nelle abitazioni. A tal proposito, si è considerato un caso studio relativo ad un'abitazione di nuova costruzione in Puglia, dove si è ritenuto opportuno adoperare particolari accorgimenti, anche a causa della particolare conformazione del sottosuolo, secondo un approccio preventivo e cautelativo promosso dall'OMS. In particolare, è stata disposta una membrana impermeabile ai gas, nelle parti a diretto contatto con il terreno, ed è stato realizzato un vespaio ventilato mediante l'utilizzo di particolari materiali plastici del tipo a "igloo".

Tuttavia, nonostante gli sforzi fatti, si è constatato che si è ben lontani dal poter ritenere risolto tale problema. Infatti, le analisi e gli studi fino ad oggi effettuati sono molto spesso insufficienti per comprendere la reale portata del fenomeno, anche a causa della carenza di linee guida centrali, e i risultati ottenuti nell'ambito dell'Indagine Nazionale sono risultati in alcuni casi non aderenti alla situazione reale. Inoltre, le normative di riferimento, principalmente su base nazionale, non sono del tutto adeguate per contenere in maniera efficace il problema.

Si auspica quindi che vengano avviate indagini più approfondite, allo scopo di comprendere meglio il comportamento e la distribuzione di tale gas, e che vengano stabilite delle procedure chiare per limitare i rischi per la popolazione e i lavoratori.

ALLEGATI

A - CATENE DI DECADIMENTO U-238, Th-232, U-235

Tabella A - Caratteristiche dei radionuclidi della serie dell'uranio U-238

Radionuclide	Nome storico	Tipo di decadimento	T1/2	Energia Rilasciata (MeV)	Prodotto di decadimento
²³⁸ U	Uranium	α	4.468·10 ⁹ a	4.270	²³⁴ Th
²³⁴ Th	Uranium X1	β ⁻	24.10 d	0.273	²³⁴ Pa
²³⁴ Pa	Uranium Z	β ⁻	6.70 h	2.197	²³⁴ U
²³⁴ U	Uranium two	α	245500 a	4.859	²³⁰ Th
²³⁰ Th	Ionium	α	75380 a	4.770	²²⁶ Ra
²²⁶ Ra	Radium	α	1602 a	4.871	²²² Rn
²²² Rn	Radon	α	3.8235 d	5.590	²¹⁸ Po
²¹⁸ Po	Radium A	α 99.98 % β ⁻ 0.02 %	3.10 min	6.115 0.265	²¹⁴ Pb ²¹⁸ At
²¹⁸ At		α 99.90 % β ⁻ 0.10 %	1.5 s	6.874 2.883	²¹⁴ Bi ²¹⁸ Rn
²¹⁸ Rn		α	35 ms	7.263	²¹⁴ Po
²¹⁴ Pb	Radium B	β ⁻	26.8 min	1.024	²¹⁴ Bi
²¹⁴ Bi	Radium C	β ⁻ 99.98 % α 0.02 %	19.9 min	3.272 5.617	²¹⁴ Po ²¹⁰ Tl
²¹⁴ Po	Radium C'	α	0.1643 ms	7.883	²¹⁰ Pb
²¹⁰ Tl	Radium C''	β ⁻	1.30 min	5.484	²¹⁰ Pb
²¹⁰ Pb	Radium D	β ⁻	22.3 a	0.064	²¹⁰ Bi
²¹⁰ Bi	Radium E	β ⁻ 99.99987% α 0.00013%	5.013 d	1.426 5.982	²¹⁰ Po ²⁰⁶ Tl
²¹⁰ Po	Radium F	α	138.376 d	5.407	²⁰⁶ Pb
²⁰⁶ Tl		β ⁻	4.199 min	1.533	²⁰⁶ Pb
²⁰⁶ Pb		-	stabile	-	-

Tabella B – Caratteristiche dei radionuclidi della serie del torio Th-232

Radionuclide	Nome storico	Tipo di decadimento	T1/2	Energia rilasciata (MeV)	Prodotto di decadimento
²³² Th	Thorium	α	1.405·10 ¹⁰ a	4.081	²²⁸ Ra
²²⁸ Ra	Mesothorium 1	β ⁻	5.75 a	0.046	²²⁸ Ac
²²⁸ Ac	Mesothorium 2	β ⁻	6.25 h	2.124	²²⁸ Th
²²⁸ Th	Radiothorium	α	1.9116 a	5.520	²²⁴ Ra

²²⁴ Ra	Thorium X	α	3.6319 d	5.789	²²⁰ Rn
²²⁰ Rn	Thoron	α	55.6 s	6.404	²¹⁶ Po
²¹⁶ Po	Thorium A	α	0.145 s	6.906	²¹² Pb
²¹² Pb	Thorium B	β ⁻	10.64 h	0.570	²¹² Bi
²¹² Bi	Thorium C	β ⁻ 64.06% α 35.94%	60.55 min	2.252 6.208	²¹² Po ²⁰⁸ Tl
²¹² Po	Thorium C'	α	299 ns	8.955	²⁰⁸ Pb
²⁰⁸ Tl	Thorium C''	β ⁻	3.053 min	4.999	²⁰⁸ Pb
²⁰⁸ Pb	.	stabile	.	.	.

Tabella C - Caratteristiche dei radionuclidi della serie dell'U-235

Radionuclide	Nome storico	Tipo di decadimento	T1/2	Energia rilasciata (MeV)	Prodotto di decadimento
²³⁵ U	Actin Uranium	α	7.04·10 ⁸ a	4.678	²³¹ Th
²³¹ Th	Uranium Y	β ⁻	25.52 h	0.391	²³¹ Pa
²³¹ Pa	Protoactinium	α	32760 a	5.150	²²⁷ Ac
²²⁷ Ac	Actinium	β ⁻ 98.62% α 1.38%	21.772 a	0.045 5.042	²²⁷ Th ²²³ Fr
²²⁷ Th	Radioactinium	α	18.68 d	6.147	²²³ Ra
²²³ Fr	Actinium K	β ⁻	22.00 min	1.149	²²³ Ra
²²³ Ra	Actinium X	α	11.43 d	5.979	²¹⁹ Rn
²¹⁹ Rn	Actinon	α	3.96 s	6.946	²¹⁵ Po
²¹⁵ Po	Actinium A	α 99.99977% β ⁻ 0.00023%	1.781 ms	7.527 0.715	²¹¹ Pb ²¹⁵ At
²¹⁵ At		α	0.1 ms	8.178	²¹¹ Bi
²¹¹ Pb	Actinium B	β ⁻	36.1 min	1.367	²¹¹ Bi
²¹¹ Bi	Actinium C	α 99.724% β ⁻ 0.276%	2.14 min	6.751 0.575	²⁰⁷ Tl ²¹¹ Po
²¹¹ Po	Actinium C'	α	516 ms	7.595	²⁰⁷ Pb
²⁰⁷ Tl	Actinium C''	β ⁻	4.77 min	1.418	²⁰⁷ Pb
²⁰⁷ Pb	.	.	stabile	.	.

B - MISURAZIONI E RISULTATI DELL'INDAGINE NAZIONALE RADON

Region	Large town stratum ^a		Small town stratum ^a		All towns	
	No. of dwell.	No. of towns	No. of dwell.	No. of towns	No. of dwell.	No. of towns
Piemonte	110	2	311	23	421	25
Valle d'Aosta	—	—	24	3	24	3
Lombardia	198	4	622	30	820	34
Alto Adige	10	1	25	2	35	3
Trentino	17	1	62	10	79	11
Veneto	90	4	274	11	364	15
Friuli-Venezia Giulia	78	2	151	8	229	10
Liguria	88	2	98	4	186	6
Emilia-Romagna	153	9	216	6	369	15
Toscana	74	4	241	5	315	9
Umbria	24	2	49	2	73	4
Marche	19	1	220	11	239	12
Lazio	175	1	129	6	304	7
Abruzzo	11	1	92	6	103	7
Molise	—	—	28	3	28	3
Campania	81	3	705	25	786	28
Puglia	65	4	243	5	308	9
Basilicata	—	—	50	2	50	2
Calabria	31	3	136	8	167	11
Sicilia	109	4	228	5	337	9
Sardegna	25	2	99	7	124	9
All 21 Regions	1358	50	4003	182	5361	232

Figura C - Numero dei campionamenti eseguiti in altrettante abitazioni dell'Indagine Nazionale Radon, rispettivamente nelle grandi, medie e piccole città (Bochicchio et al., 2005)

Region	Rn concentration (Bq m ⁻³) AM ± SE	Dwellings > 200 Bq m ⁻³		Dwellings > 400 Bq m ⁻³	
		N	%	N	%
Piemonte	69 ± 3	9	2.1	3	0.7
Valle d'Aosta	44 ± 4	0	0.0	0	0.0
Lombardia	111 ± 3	70	8.4	18	2.2
Alto Adige	70 ± 8	2	5.7	0	0.0
Trentino	49 ± 4	1	1.3	0	0.0
Veneto	58 ± 2	7	1.9	1	0.3
Friuli-Venezia Giulia	99 ± 8	22	9.6	11	4.8
Liguria	38 ± 2	1	0.5	0	0.0
Emilia-Romagna	44 ± 1	3	0.8	0	0.0
Toscana	48 ± 2	4	1.2	0	0.0
Umbria	58 ± 5	1	1.4	0	0.0
Marche	29 ± 2	1	0.4	0	0.0
Lazio	119 ± 6	37	12.2	10	3.4
Abruzzo	60 ± 6	5	4.9	0	0.0
Molise	43 ± 6	0	0.0	0	0.0
Campania	95 ± 3	42	6.2	3	0.3
Puglia	52 ± 2	5	1.6	0	0.0
Basilicata	30 ± 2	0	0.0	0	0.0
Calabria	25 ± 2	1	0.6	0	0.0
Sicilia	35 ± 1	0	0.0	0	0.0
Sardegna	64 ± 4	3	2.4	0	0.0

Figura D - Risultati dell'Indagine Nazionale Radon, con concentrazioni medie annue indoor di radon in ogni regione e il numero e la percentuale di superamenti rispetto ai valori consigliati dalla UE. AM=media aritmetica, SE= dev. standard (Bochicchio et al, 2005)

SITOGRAFIA

- [1] *About Radiation*, RERF – Radiation Effects Research Foundation, USA-Japan, URL: https://www.rerf.or.jp/en/about_radiation/
- [2] *Agents classified by the IARC monographs*, International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, URL: <https://monographs.iarc.fr/agents-classified-by-the-iarc/>
- [3] Caldognetto E., *Monitoraggio del gas radon*, INFN Legnaro, 2018, URL: http://www.lnl.infn.it/~newweb/images/stage_2018/INFN_Radon.pdf
- [4] *Catasto delle grotte e delle cavità artificiali della Puglia*, CNR – IRPI, Istituto di Ricerca per la Protezione Idrogeologica, 2019, URL: <http://www.irpi.cnr.it/project/catasto-delle-grotte-cavita-artificiali-della-puglia/>
- [5] *Chronostratigraphic Chart*, International Commission on Stratigraphy, 2014, URL: <http://www.stratigraphy.org/index.php/ics-chart-timescale>
- [6] *Curie*, IUPAC Gold Book, URL: <http://goldbook.iupac.org/html/C/C01444.html>
- [7] *Decreto Legislativo 15 febbraio 2016, n.28*, Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.55 del 07 – 03 – 2016, URL: <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2016/03/07/16G00036/sg>
- [8] *Domande e risposte sul radon*, Arpa Veneto, URL: <http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/agenti-fisici/radiazioni-ionizzanti/radon/faq-domande-e-risposte-sul-radon#qual-il-limite-di>
- [9] *Faq Radon*, Arpa Puglia, URL: http://www.arpa.puglia.it/web/guest/faq_radon
- [10] *Gargano*, Enciclopedia Treccani, URL: <http://www.treccani.it/enciclopedia/gargano>
- [11] *Generazione e migrazione di radon nel suolo*, Osservatorio Geofisico Novara, URL: http://www.osservatorionovara.it/docu/radon_app.pdf
- [12] *Handbook of mineralogy*, Mineralogical Society of America, URL: <http://www.handbookofmineralogy.org/pdfs/uraninite.pdf>
- [13] Hoffmann B., *Radon exhalation measurement and assessment of building materials: why and now?*, Federal Office for Radion Protection, Berlin, URL: https://www.ena-norm.eu/wp-content/uploads/2018/03/4_5_2_Hoffmann.pdf

- [14] *Il radon e il Piano Nazionale Radon (PNR)*, ISS Istituto Superiore di Sanità, URL: <http://old.iss.it/radon/index.php?id=234&tipo=15>
- [15] *Il Radon in Italia*, Arpa Lombardia, URL: <https://www.arpalombardia.it/Pages/Radioattivita/Radon/In%20Italia.aspx>
- [16] *Il radon in Italia: guida per il cittadino*, ISPESL – Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro, 2007, URL: http://www.salute.gov.it/imgs/C_17_opuscoliPoster_160_allegato.pdf
- [17] *I terremoti nella storia: la grande scossa del 31 maggio 1646 nel Gargano, un caso di terremoto recentemente rivalutato*, INGV terremoti, URL: <https://ingvterremoti.wordpress.com/2015/05/30/i-terremoti-nella-storia-la-grande-scossa-del-31-maggio-1646-nel-gargano-un-caso-di-terremoto-recentemente-rivalutato/>
- [18] *La presenza di gas radon nei luoghi di lavoro, Guida agli adempimenti*, Confcommercio, Ispesl, <https://www.inail.it/cs/internet/docs/presenza-radon-luoghi-lavoro.pdf?section=attivita>
- [19] Locci A., *Fenomeni di trasporto di materia in sistemi biomedici*, 2009, URL: <http://www.stestox.altervista.org/dis/fenomeni/2.%20Fenomeni%20di%20trasporto%20in%20sistemi%20biomedici.doc>
- [20] Moroni M., *Depressurizzazione del suolo mediante pozzo radon*, 2016, URL: <https://www.radon.it/it/depressurizzazione-del-suolo-mediante-pozzo-radon/>
- [21] Moroni M., *Interrogazione rilievi di radon per provincia*, 2013, URL: <https://www.radon.it/it/il-radon-per-provincia-interroga-il-ns-database/>
- [22] OMS – World Health Organization, *Who handbook on indoor radon – A public health perspective*, https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44149/9789241547673_eng.pdf;jsessionid=7DBC6958C06D810C428E92AED5A05983?sequence=1
- [23] *Radiazioni ionizzanti*, INFN - Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, Sezione di Ferrara, URL: <http://www.fe.infn.it/~evangelisti/Sicurezza/radiazioni%20ionizzanti.pdf>
- [24] *Radon*, ARPAT, URL: <http://www.arpat.toscana.it/temi-ambientali/radioattivita/radon>
- [25] *Radon*, EpiCentro – Istituto Superiore di Sanità, URL: <https://www.epicentro.iss.it/radon/>

- [26] *San Nicandro Garganico*, Portale Istituzionale della Provincia di Foggia, URL: http://www.provincia.foggia.it/page_new.php?Rif=513
- [27] *Standards for protection against radiation*, U.S.NRC, United States Nuclear Regulatory Commission, URL: <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part020/>
- [28] *Table de radionucléides*, URL: http://www.nucleide.org/DDEP_WG/Nuclides/Rn-222_tables.pdf
- [29] *Tavoliere*, Enciclopedia Treccani, URL: <http://www.treccani.it/enciclopedia/tavoliere/>
- [30] *The Catalogue of strong earthquakes in Italy 461 B.C.-1997 and Mediterranean Area 760 B.C. – 1500*, INGV, URL: <http://storing.ingv.it/cfti/cfti4/quakes/14782.html#>
- [31] *The Nobel Prize in Physics 1903*, <https://www.nobelprize.org/prizes/physics/1903/summary/>
- [32] *Trattato sul funzionamento dell'Unione Europea, Parte Sesta, Titolo I, Capo 2, Sezione 1, Articolo 288*, Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea, 26.10.2012, URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=celex:12012E288>
- [33] *Uranio*, Eni Scuola, http://www.eniscuola.net/wp-content/uploads/2011/03/pdf_nucleare_2.pdf
- [34] Zannoni G., *Atti del seminario formativo "Il Radon nei fabbricati: cause, rischi e rimedi"*, Associazione Geologi Liberi Professionisti della Provincia di Ragusa, URL: <http://www.collegiogeometri.rg.it/public/upload/Seminario%20Radon%20-%20Ragusa%20-.pdf>

BIBLIOGRAFIA

- [1] Agard S.S., Gundersen L.C.S., *The geology and geochemistry of soils in Boyertown and Easton, Pennsylvania*, U.S. Geological Survey Bulletin, 1991
- [2] Agricola G., *De Re Metallica, Translated from the first latin edition by Hoover H.C., Hoover L.H.*, Dover Publication, Inc., New York, 1950
- [3] Akerblom G., Mellander H., *Geology and radon*, In: *Radon Measurements by Etched Trach Detectors*, Ed. Durrani S.A., Ili'c R., World Scientific, 1997
- [4] Andrews J.N., Wood D.F., *Mechanism of radon release in rock matrices and entry into groundwaters*, Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, Section B: Applied Earth Science, 1972
- [5] Antovich N., Uvarov V.V., Vukotich P., Dapchevich S., *Indoor radon concentrations above bauxite ground*, Geofisica International, 2002
- [6] Arndt R.H., Kuroda P.K., *Radioactivity of rivers and lakes in part of Garland and Hot Spring counties*, Arkansas, Economic Geology, 1953
- [7] Asher-Bolinder S., Owen D.E., Schumann R.R., *Pedologic and climatic control of Rn-222 concentrations in soil gas, Denver, Colorado*, Geophysical Research Letters, 1990
- [8] Azam A., Naqvi A.H., Srivastava D.S., *Radium concentration and radon exhalation measurements using LR-115 type II plastic track detector*, Nuclear Geophysics, 1995
- [9] Baixeras C., Erlandsson B., Font L., Jonsson G., *Radon emanation from soil samples*, Radiation Measurements, 2001
- [10] BEIR VI, Committee on Health Risks of Exposure to Radon – National Research Council, *Health Effects of Exposure to Radon*, National Academic Press, 1999
- [11] Bigu J., *Long-lived Alpha-particle activity in dust samples from hard-rock uranium mines*, American Industrial Hygiene Association Journal, 1988
- [12] Black S.C., Archer V.E., Dixon W.C., Saccomanno G., *Correlation of radiation exposure and lead-210 in uranium miners*, Health Physics, 1968

- [13] Bochicchio F., Campos-Venuti G., Piermattei S., Nuccetelli C., Risica S., Tommasino L. et al., *Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian Regions*, Radiation Measurements, 2005
- [14] Bochicchio F., Forastiere F., Abeni D., Rapiti E., *Epidemiologic studies on lung cancer and residential radon in Italy and other countries*, Radiation Protection Dosimetry, 1998
- [15] Botset H.G., Weaver P., *Radon content of soil gas*, Journal of Applied Physics, 1932
- [16] Brambley M.R., Gorfien M., *Radon and lung cancer: incremental risks associated with residential weatherization*, Energy, 1986
- [17] Buchli R., Burkart W., *Correlation among the terrestrial γ radiation, the indoor air ^{222}Rn and the tap water ^{222}Rn in Switzerland*, Health Physics, 1989
- [18] Carioggia E., *Le radiazioni ionizzanti e la loro interazione con la materia*, IRCCS - Istituto Oncologico Giovanni Paolo II, Bari
- [19] Carpentieri C., *Esposizione al radon: valutazione e gestione dei rischi per la salute*, INAIL – Istituto Nazionale per l’Assicurazione contro gli Infortuni sul Lavoro, ISS – Istituto Superiore di Sanità, Giornata di studio “Il ruolo e le interazioni fra fattori di rischio emergenti nelle matrici ambientali”, Roma, 2018
- [20] Ciezkowski W., Przylibski T.A., *Radon in waters from health resorts of the sudety mountains, SW Poland*, Applied Radiation and Isotopes, 1997
- [21] Clemente G.F., Renzetti A., Santori G., Steinhäusler F., Pohl-Rüling J., *Relationship between the ^{210}Pb content of teeth and exposure to Rn and Rn daughters*, Health Physics, 1984
- [22] Cliff K.D., Green B.M.R., Miles J.C.H., *The levels of radioactive materials in some common UK building materials*, Science of the Total Environment, 1985
- [23] Collar P.D., Ogden A.E., *Radon, soils and caves of north central Tennessee and implications for the home construction industry*, Engineering and environmental impacts of sinkholes and karst, Proc. 3rd conference, St. Petersburg Beach, FL, 1989
- [24] Commissione delle Comunità Europee, *Raccomandazione della Commissione del 20 dicembre 2001 sulla tutela della popolazione contro l’esposizione al radon nell’acqua potabile (2001/928/Euratom)*, Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L 344/85, 28.12.2001

- [25] Commissione delle Comunità Europee, *Raccomandazione della Commissione del 21 febbraio 1990 sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon in ambienti chiusi (90/143/Euratom)*, Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee N.L 80/26, 27.03.1990
- [26] Consiglio dell'Unione Europea, *Direttiva 2013/51/Euratom del Consiglio del 22 ottobre 2013 che stabilisce requisiti per la tutela della salute della popolazione relativamente alle sostanze radioattive presenti nelle acque destinate al consumo umano*, Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L.296/12, 07.11.2013
- [27] Consiglio dell'Unione Europea, *Direttiva 2013/59/Euratom del Consiglio del 5 dicembre 2013 che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti, e che abroga le direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom e 2003/122/Euratom*, Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L.13/1, 17.01.2014
- [28] Consiglio dell'Unione Europea, *Direttiva 96/29/Euratom del Consiglio del 13 maggio 1996 che stabilisce le norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i pericoli derivanti dalle radiazioni ionizzanti*, Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee N.L 159/1, 29.06.1996
- [29] Cotecchia V., *Le acque sotterranee e l'intrusione marina in Puglia: dalla ricerca all'emergenza nella salvaguardia della risorsa*, Mem. Deser. Carta Geol. D'It., XCII (2), 2014
- [30] Cross F.T., Palmer R.F., Filipy R.E., Dagle G.E., Stuart B.O., *Carcinogenic effects of radon daughters, uranium ore dust and cigarette smoke in beagle dogs*, Health Phys, 1982
- [31] Damkjaer A., Korsbech U., *A search for correlation between local geology and indoor radon concentration*, Radiation Protection Dosimetry, 1988
- [32] De Bartolo D., Alberici A., Gallini R., Maggioni T., Arrigoni S., Cazzaniga P., Cugini A., Olivieri F., Romanelli M., Gallinari G., *Piano di monitoraggio per l'individuazione delle radon prone areas nella regione Lombardia*, AIRP Convegno Nazionale di Radioprotezione, 2005
- [33] *Decreto Legislativo n.230 del 17 maggio 1995, Attuazione delle direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom e 2006/117/Euratom in materia di radiazioni ionizzanti*, Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana Serie Generale n.136 del 13-06-1995

- [34] *Decreto Legislativo n.241 del 26 maggio 2000, Attuazione della direttiva 96/29/Euratom in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti*, Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana Serie Generale n.203 del 31-08-2000
- [35] *Deliberazione della Giunta n.79, Attuazione della raccomandazione europea n. 143/90: interventi di prevenzione dall'inquinamento da gas radon in ambienti di vita*, Regione Veneto, 18.01.2002
- [36] Desideri D., Rosselli C., Testa C., Bassignani A., Finazzi P., *Possible correlation between uranium content in host rocks and radon and daughters concentration in air for two italian ZnS-PbS mines*, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 1990
- [37] Di Molfetta A., Sethi R., *Ingegneria degli acquiferi*, Springer, 2012
- [38] Durrani S.A., Ilic R.R., *Radon measurements by etched track detectors: Applications in Radiation Protection, Earth Sciences and the Environment*, World Scientific, 1997
- [39] Edling C., *Radon daughter exposure and lung cancer*, British Journal of Industrial Medicine, 1985
- [40] *Enciclopedia Scientifica Tecnica Garzanti*, Aldo Garzanti Editore, 1969
- [41] Eichholz G.G., Matheny M.D., Kahn B., *Control of radon emanation from building materials by surface coating*, Health Physics, 1980
- [42] Ennemoser O, Ambach W, Brunner P., Schneider P., Oberaigner W., Purtscheller F., Stingl V., Keller G., *Unusually high indoor radon concentrations from giant rock slide*, Science of the Total Environment, 1994
- [43] Facchini U., Sesana L., Agostoni G., Testa V., *Radon risk in Lombardy*, Radiologia Medica, 1997
- [44] Fry F.A., Smith Briggs J.L., O'Riordan M.C., *Skeletal lead-210 as an index of exposure to radon decay products in mining*, British Journal of Industrial Medicine, 1983
- [45] Fujiyoshi R., Morimoto H., Sawamura S., *Investigation of the soil radon variation during the winter months in Sapporo, Japan*, Chemosphere, 2002

- [46] Gaidolfi L., Malisan M.R., Bucci S., Cappai M., Bonomi M., Verdi L., Bochicchio F., *Radon measurement in kindergardens and schools of six Italian Regions*, Radiation Protection Dosimetry, 1998
- [47] Garbesi K., Sextro R.G., Fisk W.J., Modera M.P., Revzan K.L., *Soil-gas entry into an experimental basement: model measurement comparisons and seasonal effects*, Environmental Science and Technology, 1993
- [48] Goh T.B., Oscarson D.W., Cheslock M., *Effect of sorption barriers on the radon fluence rate from soil*, Health Physics, 1992
- [49] Goh T.B., Oscarson D.W., Cheslock M., Shaykewich C., *Fluence rate of radon from soil: Effect of sorption barriers, moisture content and temperature*, Health Physics, 1991
- [50] Grasty R.L., *Summer outdoor radon variations in Canada and their relation to soil moisture*, Health Physics, 1994
- [51] Harley N.H., *Radon and thoron in the environment: concentrations and lung cancer risk*, Aerosols Handbook: Measurement, Dosimetry and Health Effects, Second Edition, 2012
- [52] Harnapp V.R., Dollwet H.A., Rong S., *Airborne radon in homes in Summit County, Ohio: a geographic analysis*, Ohio Journal of Science, 1997
- [53] Helweick K.L., Hurst K.A., Luetzelschwab J.W., *Radon concentration in five Pennsylvania soils*, Health Physics, 1989
- [54] Hoogteijling P.J., Sizoo G.J., Yntema J.L., *Measurements on the radon content of groundwater*, Physica, 1948
- [55] Hubbard L.M., Hagberg N., *Time-variation of the soil gas radon concentration under and near a Swedish house*, Environment International, 1997
- [56] IARC, *Agents classified by the IARC monographs, Volumes 1-123*, International Agency for Research on Cancer – World Health Organization, 2019
- [57] Ielsch G., Thiéblemont D., Labed V., Richon P. et al., *Radon (^{222}Rn) level variations on a regional scale: Influence of the basement trace element (U, Th) geochemistry on radon exhalation rates*, Journal of Environmental Radioactivity, 2001
- [58] Ingersoll J.G., *A survey of radionuclide contents and radon emanation rates in building materials used in the U.S.*, Health Physics, 1983

- [59] Irlweck K., Grosskopf A., *A case of extremely high cumulative radon exposure*, Radiation Protection Dosimetry, 1992
- [60] Keller G., *Mitigation methods in high radon areas in Germany*, Radiation Protection Dosimetry, 1992
- [61] Keller G., *Radiological aspects of former mining activities in the Saxon Erzgebirge, Germany*, Environment International, 1993
- [62] Keller G., Hoffmann B., Feigenspan T., *Radon permeability and radon exhalation of building materials*, Science of the Total Environment, Volume 272, 2001, Pages 85 - 89
- [63] Keller G., Schneiders H., Schultz M., Siehl A., Stamm R., *Indoor radon correlated with soil and subsoil radon potential – A case study*, Environmental Geology and Water Sciences, 1992
- [64] Keller G., Schutz M., *Radon exhalation from the soil*, Radiation Protection Dosimetry, 1988
- [65] Khan A.J., Singh A.K., Prasad R., *Study of radon exhalation in soil, coal and fly ashes samples using SSNTD technique*, Indian Journal of Pure and Applied Physics, 1998
- [66] Kies A., Biell A., Rowlinson L., Feider M., *Radon survey in the grand-duchy of Luxembourg – Indoor measurements related to house features, soil, geology and environment*, Environment International, 1997
- [67] Kovach E.M., *An experimental study of the radon content of soil gas*, Eos, Transaction American Geophysical Union, 1944
- [68] Kohl T., Medici F., Rybach L., *Numerical simulation of radon transport from subsurface to buildings*, Journal of Applied Geophysics, 1994
- [69] Kovach E.M., *Meteorological influences upon the radon content of soil gases*, Eos, Transaction American Geophysical Union, 1945
- [70] Krizman M., Stegnar P., Miklavcic V., *Mercury ore processing – A new source of technologically enhanced natural radioactivity*, Environment International, 1997
- [71] Lagarde F., Axelsson G., Damber L., Mellander H., Nyberg F., Pershagen G., *Residential radon and lung cancer among never-smokers in Sweden*, Epidemiology, 2001
- [72] Lahermo P., Juntunen R., *Radiogenic elements in finnish soils and groundwaters*, Applied Geochemistry, Volume 6, 1991, Pages 169 - 183

- [73] Laiche T.P., Max Scott L., *A radiological evaluation of phosphogypsum*, Health Physics, 1991
- [74] Lambert G., Buisson A., Sanak J., Ardouin B., *Modification of the atmospheric polonium 210 to lead 210 ratio by volcanic emission*, Journal of Geophysical Research, 1979
- [75] Laurer G.R., Estrada J.J.S., Cohen N., *Lung exposure from inhalation of radon progeny: calculated from in vivo measurements of 210Pb in the skull*, Health Physics, 1999
- [76] Lawrence E., Poeter E., Wanty R., *Geohydrologic, geochemical and geological controls of the occurrence of radon in ground water near Conifer, Colorado, USA*, Journal of Hydrology, Volume 127, 1991, Pages 367-386
- [77] Lettner H., Steinhausler F., *Radon exhalation of waste gypsum recycled as building material*, Radiation Protection Dosimetry, Volume 24, 1988, Pages 415 - 417
- [78] Lewis R.K., *A history of radon – 1470 to 1980*, National Radon Meeting, 2006
- [79] Lindmark A., Rosen B., *Radon in soil gas – Exhalation tests and in situ measurements*, Science of the Total Environment, 1985
- [80] *Linee guida per le misure di concentrazione di radon in aria nei luoghi di lavoro sotterranei*, Conferenza dei Presidenti delle Regioni e delle Province Autonome, Roma, 6 febbraio 2003
- [81] Liu Y.-T., Chen Z., *A retrospective lung cancer mortality study of people exposed to insoluble arsenic and radon*, Lung Cancer, 1996
- [82] Lomas P.R., Green B.M.R., *Temporal variations of radon levels in dwellings*, Radiation Protection Dosimetry, 1994
- [83] Loveland W.D., Morrissey D.J., Seaborg G.T. , *Modern Nuclear Chemistry*, Wiley Interscience, 2006
- [84] Lowe S.A., Pettenato R., *Reduction of indoor radon by air cleaning – A case study*, Journal of Environmental Engineering, 2000
- [85] Lubin J.H., Boyce J.D. Jr, *Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies*, Journal of the National Cancer Institute, 1997
- [86] Lubin J.H., Boyce J.D. Jr, Edling C., Hornung R.W. et al., *Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure*, Journal of the National Cancer Institute, 1995

- [87] Lubin J.H., Tomàsek L., Edling C., Hornung R.W. et al., *Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners*, Radiation Research, 1997
- [88] Mäkeläinen I., Arvela H., Voutilainen A., *Correlation between radon concentration and indoor gamma dose rate, soil permeability and dwelling substructure and ventilation*, Science of the Total Environment, 2001
- [89] Malquori A., *Lineamenti di chimica del terreno*, Edizioni Scuola Universitaria Firenze, 1979
- [90] Man C.K., Yeung H.S., *The effects of using pulverized fuel ash as a partial substitute for cement in concrete*, Science of the Total Environment, 1997
- [91] Markkanen M., Arvela H., *Radon emanation from soils*, Radiation Protection Dosimetry, 1992
- [92] Mays C.W., Cochran T.H., Jee W.S.S., *Radium and radon retention in mice*, Health Physics, 1963
- [93] Medici F., Rybach L., *Measurements of indoor radon concentrations and assessment of radiation exposure*, Journal of Applied Geophysics, 1994
- [94] Menetrez M.Y., Mosley R.B., Snoddy R., Brubaker S.A. Jr., *Evaluation of radon emanation from soil with varying moisture content in a soil chamber*, Environment International, 1997
- [95] Minach L., Chiaberto E.M., Bonomi M., Lazzaron R., Trotti F., Caldognetto E., *Linee Guida per le misure di Radon in ambienti residenziali*, APAT, 2004
- [96] Morris R.C., Fraley L, Jr., *Soil permeability as a function of vegetation type and soil water content*, Health Physics, 1994
- [97] Morsilli M., *Cenni geologici sul promontorio del Gargano*, estratto da “La geologia del Pantano di S. Egidio”, contenuto in “La valorizzazione del Pantano di S. Egidio e la Via Sacra Langobardorum”, Comune di S. Giovanni Rotondo, Masseria Agropolis, Atti del convegno del 12/12/1998
- [98] Murray R., Holbert K., *Nuclear Energy, An Introduction to the Concepts, Systems, and Applications of Nuclear Processes, Seventh Edition*, Elsevier, 2015
- [99] Nazaroff W.W., *Radon transport from soil to air*, Reviews of Geophysics, 1992
- [100] Nazaroff W.W., Nero A.V., *Radon and its decay products in indoor air*, Wiley Interscience, 1988

- [101] Nishimura S., *The determination of uranium content of standard rocks by Fission-Track registration in Muscovite*, Radioisotopes, 1970
- [102] O'Brien R.S., Peggie J.R., Leith I.S., *Estimates of inhalation doses resulting from the possible use of phospho-gypsum plaster board in Australian homes*, Health Physics, 1995
- [103] Oostrom M., Lenhard R.J., White M.D., *Numerical evaluation of groundwater as a supply for radon in dwellings*, Proceedings of the 11th International Conference on Computational Methods in Water Resources, 1996
- [104] Osborne R.V., *Lead-210 and polonium-210 in human tissues*, Nature, 1963
- [105] Paredes C.H., Kessler W.V., Landolt R.R., Ziemer P.L., Paustenbach D.J., *Radionuclides content of and ^{222}Rn emanation from building materials made from phosphate industry waste products*, Health Physics, 1987
- [106] Parise M., Montenegro V., *Guida al Carsismo*, Catasto delle Grotte e delle Cavità Artificiali della Puglia, 2013
- [107] Paulsen R.T., *Radionuclides in groundwater, rock and soil, and indoor air of the northeastern United States and southeastern Canada – A literature review and summary of data*, U.S. Geological Survey Bulletin, 1991, Pages 195 - 225
- [108] Pavlovic S., Pavlovic R., Avramovic I., Markovic S., Milanovic S., *Radiological assessment of an imported building material: a case study*, Environment International, 1997
- [109] Penzo S., *Il radon e la sua misurazione*, ENEA, Bologna, 2006
- [110] Pirchan A., Sikl H., *Cancer of the lung in the miners of Jachymov*, The American Journal of Cancer, 1932
- [111] PNR – Piano Nazionale Radon, Ministero della Salute, 2002
- [112] PNR – Piano Nazionale Radon, CCM – Centro nazionale per la prevenzione e il controllo delle malattie, ISS – Istituto Superiore di Sanità, *Raccomandazione del sottocomitato scientifico del progetto CCM “Avvio del Piano Nazionale Radon per la riduzione del rischio di tumore polmonare in Italia”*, 2008
- [113] Pohl E., Steinhäusler F., Hofmann, W., Pohl-Rüling, J., *Radiation exposure and associated cancer risk due to radon and decay products*, Acta Physica Academiae Scientiarum Hungaricae, 1982

- [114] Pohl-Rüling, J., Hofmann, W., *Investigation of cancer mortality in Gantsein valley, an area of high-level natural radiation*, International Congress Series, 2002
- [115] Pohl-Rüling J., Steinhäusler F., Pohl E., *Investigation on the suitability of various materials as ^{222}Rn diffusion barriers*, Health Physics, 1980
- [116] Pohl-Rüling J., Pohl E., *The radon-222 concentration in the atmospheres of mines as a function of barometric pressure*, Health Physics, 1969
- [117] Przylibski T.A., *Estimating the radon emanation coefficient from crystalline rocks into groundwaters*, Applied Radiation and Isotopes, 2000, Pages 473 - 479
- [118] Przylibski T.A., *Radon and its daughter products behaviour in the air of an underground tourist route in the former arsenic and gold mine in Zloty Stok (Sudety Mountains, S W Poland)*, Journal of Environmental Radioactivity, 2001
- [119] PSN – Piano Sanitario Nazionale 1998-2000, D.P.R. 23 luglio 1998
- [120] Purtscheller F., Pirchl T., Sieder G. et al., *Radon emanation from giant landslides of Koefels (Tyrol, Austria) and Langtang Himal (Nepal)*, Environmental Geology, 1995
- [121] Regione Puglia, *Legge Regionale 3 novembre 2016, n. 30 “Norme in materia di riduzione dalle esposizioni alla radioattività naturale derivante dal gas ‘radon’ in ambiente confinato*, Bollettino Ufficiale della Regione Puglia – n. 126 del 4-11-2016
- [122] Revzan K.L., Fisk W.J., *Modeling radon entry into houses with basements: the influence of structural factors*, Indoor Air, 1992, Pages 40 - 48
- [123] Revzan K.L., Fisk W.J., Sextro R.G., *Modeling radon entry into Florida slab-on-grade houses*, Health Physics, 1993
- [124] Revzan K.L., Nero A.V., Sextro R.G., *Mapping surficial radium content as a partial indicator of radon concentrations in US houses*, Radiation Protection Dosimetry, 1988
- [125] Robe M.C., Rannou A., Bronec J.L., *Radon measurements in the environment in France*, Radiation Protection Dosimetry, 1992
- [126] Rodgers V.C., Nielson K.K., *Multiphase Radon generation and transport in porous materials*, Health Physics, 1991

- [127] Roelofs L.M., Schölten L.C., *The effect of aging, humidity and fly-ash additive on the radon exhalation from concrete*, Health Physics, 1994
- [128] Rose A.W., Hutter A.R., Washington J.W., *Sampling variability of radon in soil gases*, Journal of Geochemical Exploration, 1990
- [129] Rossetti M., *Rilascio di radon: problematiche di rilevamento e valutazione dei fattori di rischio*, Tesi di Dottorato di ricerca in Scienze della Terra, Università degli Studi di Ferrara, 2008
- [130] Saccomanno G., Archer V.E., Auerbach O. et al., *Age factor in histological type of lung cancer among uranium miners*, Preliminary report. International conference of radiation hazard in mining, Golden Colorado, 1981
- [131] Santoni I., *Conoscere il terreno*, Reda, 1981
- [132] Schiessl P., Hoberg I., *Environmental compatibility of cement-based building materials*, Industria Italiana del Cemento, 1998
- [133] Schubert M., Schultz H., *Diurnal radon variations in the upper soil layers and at the soil-air interface related to meteorological parameters*, Health Physics, 2002
- [134] Schumann R.R., Gundersen L.C.S., *Geologic and climatic controls on the radon emanation coefficient*, Environment International, 1997
- [135] Schuettmann W., *The combined effect of ionizing radiation and smoking on the causation of bronchial carcinoma*, Zeitschrift für Erkrankungen der Atmungsorgane, 1978
- [136] Schultz M., Keller G.W., *Problems of radon screening in the upper layer of the soil*, Radiation Protection Dosimetry, 1994
- [137] Schuttman W., *When the “Radiumfieber” reigned in Saxony – An almost forgotten topic within the history of environmental radioactivity*, Wissenschaft und Umwelt, 1990
- [138] Schuttman W., *The history of radon and its biological effects*, Wissenschaft und Umwelt, 1995
- [139] Schweikani R., Giaddui T.G., Durrani S.A., *The effect of soil parameters on the radon concentration values in the environment*, Radiation Measurements, 1995

- [140] Sciannamblo D., Spizzico M., *Using radon for studying groundwater circulation in the Gargano promontory (Apulia, Italy)*, Tracers and Modelling in Hydrogeology (Proceedings of the TraM '2000 Conference held in Liège, Belgium, May 2000), IAHS Publ., 2000
- [141] Scielzo G., Ruggieri F.G., Melluso S., *Radon. Gas radioattivo, come difendersi in casa e negli ambienti di lavoro*, Editore: Giuseppe Scielzo, 2014
- [142] Sextro R.G., *Understanding the origin of radon indoors – Building a predictive capability*, Atmospheric Environment, 1985
- [143] Sequi P., Ciavatta C., Miano T., *Fondamenti di chimica del suolo*, Patron Editore, 2017
- [144] Shah S.U., *Importance of Genotoxicity & S2A guidelines for genotoxicity testing for pharmaceuticals*, IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences, Volume 1, Issue 2, 2012, Pages 43 - 54
- [145] Sharaf M., Mansy M., Sayed A.E.L., Abbas E., *Natural radioactivity and radon exhalation rates in building materials used in Egypt*, Radiation Measurements, 1999
- [146] Singh B., Virk H.S., *Effect of soil and sand moisture content on radon diffusion using plastic track etched detector*, Radiation Measurements, 1996
- [147] Singh M., Ramola R.C., Singh S., Virk H.S., *Influence of moisture content on radon diffusion in soil*, Nuclear Geophysics, 1990
- [148] Sizoo G.J., Koene C.P., *Measurements of the radon content of tap-water*, Physica, 1938
- [149] Solecki A.T., Ziólko J., *Radon concentration in flats and its correlation with uranium content of building materials*, Geofisica International, 2002
- [150] Soroka Y., Molchanov A., *Radiation and radon survey of Akchatau (Kazakhstan) and experience with radon remedial measures*, Radiation Protection Dosimetry, 1998
- [151] Steinhäusler, F., Hofmann, W., Pohl, E., Pohl-Rüling, J., *Radiation exposure of the respiratory tract and associated carcinogenic risk due to inhaled radon daughters*, Health Physics, 1983
- [152] Sultzter M., Hursh J.B., *Polonium in urine of miners exposed to radon*, Archives of Industrial Hygiene and Occupational Medicine, 1954

- [153] Szerbin P., *Natural radioactivity of certain spas and caves in Hungary*, Environment International, 1997
- [154] Tadolini T., Spizzico M., *Relation between "terra rossa" from the Apulia aquifer of Italy and the radon content of groundwaters. Experimental results and their applicability to radon occurrence in the aquifer*, Hydrogeology Journal, Volume 6, 1998, Pages 450 - 454
- [155] Tell I., Bensryd I., Rylander L., Jonsson G., Daniel E., *Geochemistry and ground permeability as determinants of indoor radon concentrations in the southernmost Sweden*, Applied Geochemistry, 1994
- [156] Terlizzi A., *Misure di concentrazione dell'attività di radon con rivelatori passivi di tracce nucleari CR-39*, APAT, 2006
- [157] Thompkins R., *Slipping the pill to radon daughters*, Canadian Mining Journal, 1974
- [158] Tito Lucrezio Caio, *De Rerum Natura*, Società Editrice Dante Alighieri, 2002
- [159] Tommasino L., *Radon*, Encyclopedia of Analytical Science, 1998
- [160] Tondeur F., Zhu H.C., Charlet J.M., Gerardy I., Perreaux R., *Radon from the subsoil to the dwelling in southern Belgium*, Environment International, 1997
- [161] UNSCEAR, *Sources and effects of Ionizing Radiation*, Report to the General Assembly, United Nation, New York, 1977
- [162] Uzunov I., Steinhausler F., Pohl E., *Carcinogenic risk of exposure to radon daughters associated with radon spas*, Health Physics, 1981
- [163] Vahakangas K.H., Metcalf R.A., Welsh J.A., Bennett W.P., Harris C.C., Samet J.M., Lane D.P., *Mutations of p53 and ras genes in radon-associated lung cancer from uranium miners*, The Lancet, 1992
- [164] Van der Graaf E.R., Heijs S., De Meijer R.J., Put L.W., Mulder H.F.H.M., *A facility to study transport of radon in soil under controlled conditions*, Radiation Protection Dosimetry, 1992
- [165] Van der Lugt G., Scholten L.C., *Radon emanation from concrete and the influence of using flyash in cement*, Science of the Total Environment, 1985
- [166] Varley N.R., Flowers A.G., *Indoor radon predictions from soil gas measurements*, Health Physics, 1998

- [167] Wang F., Ward I.C., *Multiple radon entry modeling in a house with a cellar*, Journal of the Air and Waste Management Association, 1999
- [168] Wang F., Ward I.C., *Radon entry, migration and reduction in houses with cellars*, Building and Environment, 2002
- [169] Wanty R.B., Johnson S.R., Briggs P.H., *Radon-222 and its parent radionuclides in groundwater from two study areas in New Jersey and Maryland, U.S.A.*, Applied Geochemistry, Volume 6, 1991, Pages 305 - 318
- [170] Wilkening M., *Radon transport in soil and its relation to indoor radioactivity*, Science of the Total Environment, 1985
- [171] Yamanishi H., Iida T., Ikebe Y., Abe S., Hata T., *Measurements of regional distribution of Radon-222 concentration*, Journal of Nuclear Science and Technology, 1991
- [172] Yu K.N., *A review of radon pollution in buildings in Hong Kong*, Building and Environment, 1993
- [173] Yu K.N., *Building Materials and Environmental Health: Radon in Hong Kong*, The Journal of the Royal Society for the Promotion of Health, 1992
- [174] Yu K.N., Young E.C.M., Chan T.F., Lo T., Balendran R.V., *The variation of radon exhalation rate from concrete surfaces of different ages*, Building and Environment, 1996
- [175] Zucchetti M., Bonavigo L., *Tav in Valle di Susa. Problemi di radioprotezione e impatto ambientale per la presenza di uranio e radon. Seconda Relazione: Modelli di esposizione al radon*, Politecnico di Torino, 2005

