

RADON

Encyclopedia of Analytical Science
Academic Press Limited

RADON

Traduzione dell'articolo:

L. Tommasino (1998). Radon, *Encyclopedia of Analytical Science* pp4359-4368

Origine e natura

Il radon è un gas nobile radioattivo, scoperto durante i primi studi sulla radioattività all'inizio del secolo. Il termine "radon" fu introdotto per la prima volta da Schimdt nel 1918 per indicare l'elemento con massa atomica 222 (^{222}Rn), cioè il gas associato all'uranio-238 (^{238}U). Nell'uso preciso, il termine radon è venuto ad indicare l'elemento con numero atomico 86. Questo elemento ha 26 isotopi che vanno da ^{199}Rn a ^{226}Rn , tre dei quali si riscontrano in natura. Questi sono il ^{220}Rn (toron) dalla serie di decadimento del torio scoperta da Owens e Rutherford nel 1889, il ^{222}Rn (radon) dalla serie dell' ^{238}U scoperta da Dorn nel 1901, e il ^{219}Rn (attinon) dalla serie dell' ^{235}U scoperto da Debierne e Giesel nel 1903. Nel seguito il termine radon si riferirà al ^{222}Rn a meno che non si stabilisca diversamente. William Ramsay fu il primo a separare il radon e a determinare la quantità di radon in equilibrio con 1 grammo di radio. Questa quantità divenne la definizione originaria dell'unità di radioattività chiamata "Curie". Inoltre, Ramsay fu tra i primi a studiare gli effetti biologici del gas radioattivo radon.

Proprietà chimiche e fisiche

Chimicamente, il radon è un gas nobile. Come tale, è incolore, inodore e chimicamente quasi inerte. Sebbene il radon non sia chimicamente attivo, è interessante notare che esso non è un gas totalmente "inerte". Sono stati riportati studi sulla chimica del radon in cui stati formati composti come clatrati e fluoruri complessi. Paragonato agli altri gas nobili, il radon è il più pesante e possiede il più alto punto di fusione, punto di ebollizione, temperatura critica e pressione critica.

Alcune proprietà fisiche del radon sono elencate in **tabella 1**.

Il radon è moderatamente solubile in acqua e, quindi, può essere assorbito dall'acqua che fluisce attraverso la roccia o la sabbia contenente radon. La sua solubilità dipende dalla temperatura dell'acqua: più è fredda l'acqua, maggiore è la solubilità del radon. Una misura della solubilità del gas in acqua è data dal coefficiente di solubilità, definito come il rapporto della concentrazione del radon in acqua rispetto a quella nell'aria. A 20°C il coefficiente di solubilità è circa 0.25, che significa che il radon è distribuito preferenzialmente in aria piuttosto che in acqua (nel rapporto di 4:1 a 20°C). Un'altra importante proprietà del radon è il fatto che esso è molto solubile in liquidi organici e viene prontamente adsorbito su carbone attivo e gel di silice. In un sistema multifasico a temperatura ambientale normale, le concentrazioni di radon sono più elevate, intermedie e più basse, rispettivamente, nei liquidi organici, nei gas ed in acqua. Se si aumenta la temperatura, la concentrazione nella fase gassosa aumenta a discapito di quella nella fase liquida. Queste proprietà sono state sfruttate con successo per la determinazione del gas radon e per la sua estrazione da altri gas e/o liquidi. Per esempio, il radon in acqua può essere facilmente misurato dopo la sua estrazione

facendo gorgogliare aria attraverso l'acqua o estraendo il radon dall'acqua con scintillatori organici liquidi. Il gas radon può essere rimosso con successo da un campione di aria facendola passare attraverso del carbone attivo raffreddato alla temperatura di solidificazione del biossido di carbonio (-78.5°C). Il desorbimento del radon può essere raggiunto riscaldando il carbone fino a 350°C.

Proprietà	Valore
Numero atomico	86
Punto di ebollizione a temperatura e pressione normali	-61.8°C
Densità a temperatura e pressione normali	9.96 kgm ⁻³
Coefficiente di solubilità in acqua alla temperatura di:	
0°C	0.57
20°C	0.250
37°C	0.167
100°C	0.106
Coefficiente di solubilità a pressione atmosferica e 18°C in:	
Esano	16.56
Olio di oliva	29.00
Petrolio (paraffina liquida)	9.20
Toluene	13.24

Tabella 1: Proprietà fisiche del ²²²Rn

Abbondanze relative degli isotopi del radon

Le quantità degli isotopi del radon nell'ambiente dipendono principalmente dalle concentrazioni di ²³⁸U, ²³⁵U e ²³²Th (torio-232) nel suolo e nelle rocce. Sebbene questi isotopi siano radioattivi, i loro tempi di dimezzamento sono così lunghi che il tempo trascorso dalla formazione dell'universo (cioè il tempo trascorso da quando questi radionuclidi si sono formati) non è stato sufficiente per il loro decadimento ad elementi stabili. In particolare, l'emivita dell'²³⁸U è quasi uguale all'età della Terra. La quantità originaria di uranio della Terra si è soltanto dimezzata. L'abbondanza di ²³²Th nella crosta terrestre è leggermente superiore a quella dell'²³⁸U, ma a causa dell'emivita più lunga del ²³²Th (vedi **tabella 2**), il rateo di produzione del ²²⁰Rn nella Terra è circa lo stesso di quello del ²²²Rn.

Tra gli isotopi naturali dell'uranio, l'abbondanza relativa in peso è rispettivamente 99.28% per ²³⁸U e 0.71% per ²³⁵U, per cui l'²³⁸U predomina sull'²³⁵U.

Il lento decadimento dell'²³⁵U, ²³⁸U e ²³²Th avviene attraverso una lunga e complicata serie di elementi radioattivi fino a diventare isotopi stabili del piombo. La maggior parte dei nuclidi intermedi sono isotopi di metalli e sono chimicamente reattivi, per questa ragione essi tendono a rimanere nel materiale in cui l'atomo di uranio o di torio era originariamente presente. La sola

eccezione è il radon, che, essendo un gas nobile, non interagisce chimicamente con gli altri elementi ed è libero di muoversi per diffusione e convezione.

Dei tre isotopi del radon che si riscontrano in natura, solo il ^{222}Rn ha un tempo di dimezzamento sufficientemente lungo (3.8 giorni) da consentirne il rilascio dal suolo e dalle rocce, dove si è generato (**tabella 2**). Questo tempo di dimezzamento è sufficientemente breve da limitare il trasporto per pura diffusione solo a brevi distanze, ma una volta che il radon ha lasciato il materiale solido e si è mescolato all'aria, è possibile il trasporto per convezione su distanze maggiori (molti metri) dal suolo, sia nell'aria esterna che negli ambienti interni. In contrasto, sostanzialmente meno ^{220}Rn raggiunge l'atmosfera poiché il suo breve tempo di dimezzamento (56 sec) limita la distanza che può percorrere prima del decadimento. Analogamente per il ^{219}Rn (formato dalla catena di decadimento dell' ^{235}U), esso può essere ignorato interamente a causa del suo corto tempo di dimezzamento (4 sec) e la scarsità comparativa di ^{235}U .

Serie	Capostipiti a lunga vita		Abbondanza della crosta			Gas nobili	
	Isotopo	Emivita (anni)	(μgkg^{-1})	(Bqkg^{-1})	(pCi g^{-1})	Isotopo	Emivita
Uranio	^{238}U	4.4×10^9	2.7	33	0.89	^{222}Rn	3.82 giorni
Torio	^{232}Th	14.1×10^9	8.5	34	0.92	^{220}Rn	55.6 s
Attinio	^{235}U	0.7×10^9	0.02	1.5	0.04	^{219}Rn	3.96 s

Tabella 2: Proprietà di alcuni membri delle serie radioattive naturali

Il ^{222}Rn ed i relativi prodotti di decadimento

Il ^{222}Rn è preceduto nella serie del decadimento dell' ^{238}U dal radio (^{226}Ra), che ha un tempo di dimezzamento di 1600 anni. Il ^{226}Ra decade al piombo stabile (^{206}Pb), producendo una catena di isotopi radioattivi di elementi solidi detti figli del radon. La catena di decadimento del radon è mostrata in **figura 1**.

Sebbene il principale modo di eliminazione del gas radon dall'aria sia per decadimento radioattivo, i figli, essendo ioni metallici possono essere inoltre rimossi mediante processi come la deposizione sulle superfici. Nell'aria all'interno di fabbricati questi figli radioattivi possono attaccarsi alle pareti, ai pavimenti, alle persone, o alle particelle nell'aria che vengono inalate. Anche i prodotti del decadimento del radon non attaccati possono essere inalati e, in seguito, possono venire depositati sul tessuto del polmone. Di conseguenza, i figli del radon sono raramente in equilibrio radioattivo con il radon negli strati più bassi dell'atmosfera (vicino alla superficie terrestre) o negli interni.

Una caratteristica importante dal punto di vista radiologico è il fatto che i quattro discendenti del radon hanno tempi di dimezzamento inferiori a 30 minuti (**figura 1**). Una volta inalati, questi figli possono subire il decadimento prima di venire rimossi mediante meccanismi di eliminazione da

parte dei polmoni. In particolare le particelle α emesse durante il decadimento sono caratterizzate da un alto trasferimento di energia lineare (radiazione ad alta LET), cioè radiazione con elevata efficacia biologica. A causa del loro breve percorso nel tessuto (40-70 μm), le particelle α vengono bloccate dalla pelle, ma quando vengono emesse da figli inalati esse irradiano le cellule epiteliali, in particolare nella regione bronchiale. Il potenziale effetto della dose impartita al polmone è di aumentare il rischio di cancro al polmone, come osservato per la prima volta con i minatori di uranio. A causa della sua ubiquità, il radon è la fonte dominante dell'esposizione umana alle radiazioni ionizzanti.

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

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

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

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

del suolo, la densità, l'umidità, la pressione barometrica, la temperatura, lo spessore del suolo sul basamento roccioso e, in alcuni casi, lo stesso basamento.

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

Il radon nell'atmosfera

Il radon entra nell'atmosfera principalmente attraversando l'interfaccia suolo-aria. La velocità di trasferimento del radon attraverso l'interfaccia tra una fase solida e l'atmosfera è nota come *flusso di radon* o *velocità di esalazione*. In unità SI e misurata in $\text{Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$. Il flusso del radon dà una misura dell'intensità della sorgente e varia fortemente da suolo a suolo. E' stata stimata una media globale di circa $17 \text{ mBqm}^{-2}\text{s}^{-1}$ dal suolo continentale.

Sorgenti secondarie di radon includono gli oceani ed i fluidi che lasciano la terra ed in seguito vengono in contatto con l'atmosfera (così come l'acqua del sottosuolo, i gas naturali, i fluidi geotermici, i gas vulcanici, ecc.). Complessivamente, come media globale, almeno l'80% del radon emesso nell'atmosfera viene dagli strati superiori della terra. La **tabella 3** elenca le maggiori fonti di radon atmosferico globale. La concentrazione del radon nell'atmosfera è governata dall'intensità della sorgente e da fattori di diluizione, entrambi fortemente influenzati dalle condizioni meteorologiche, in particolare temperatura, umidità, pressione atmosferica e condizioni del vento alla superficie. Come conseguenza, la concentrazione di radon esibisce variazioni sia giornaliere che stagionali che sono spesso cicliche. A causa della sua modesta emivita e della sua origine alla superficie terrestre, il radon atmosferico esibisce un profilo verticale di concentrazione, che normalmente varia da un massimo all'interfaccia aria-suolo ad un valore basso non misurabile nella stratosfera. In particolare, le concentrazioni di radon possono diminuire di un fattore 2 nel primo

metro e di un fattore 10 nel primo chilometro. Per questa ragione, è necessario specificare l'altitudine quando si parla di concentrazioni di radon outdoor.

Le concentrazioni di radon atmosferico (per esempio ad un metro di altezza) sono minori di quelle nel suolo di un fattore di circa 1000. Questo deciso calo è dovuto al veloce mescolamento nell'aria ed al tempo di dimezzamento relativamente breve del ^{222}Rn . Gli isotopi del gas radon e dei suoi prodotti di decadimento forniscono un set unico di traccianti per lo studio dei processi di trasporto e di mescolamento in un'ampia varietà di fenomeni atmosferici. L'isotopo ^{222}Rn è stato il più ampiamente usato a causa della sua emivita più lunga e della sua maggiore abbondanza relativa nell'atmosfera. In prossimità della superficie, traccianti utilizzati si basano sul toron, principalmente a causa del suo breve tempo di dimezzamento (55 sec). L'oceano rappresenta una sorgente trascurabile di radon paragonata al suolo ed alle rocce delle aree continentali, le masse d'aria marine contengono solo l'1% o meno di radon per unità di volume rispetto all'aria sulle grandi aree di terra emersa. La raccolta di campioni di aria sul mare può essere utile nell'identificazione di masse d'aria ricche di radon che si sono originate da aree continentali.

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

- $1 \text{ Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{ Bq}$
-

Tabella 3: Sorgenti di radon atmosferico globale

Radon indoor

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

stato identificato come sorgente importante, specialmente per le case monofamiliari ed i luoghi di lavoro a livello di superficie.

Sulla base di successivi studi dettagliati Nero (1989) ha attribuito essenzialmente tutto l'eccesso di radon indoor rispetto al livello outdoor al contributo del suolo. Si crede che il meccanismo base che porta il gas del suolo nella casa sia la differenza di pressione tra l'ambiente interno e quello esterno. Questo flusso determinato dalla differenza di pressione (movimento da un'area ad alta ad una a bassa pressione) viene aumentato in inverno da un "effetto stack", simile a quello incontrato nel camino: effetto camino. Questo "effetto camino" è creato dalla continua risalita di aria calda come mostrato in **figura 2**. Oltre all'"effetto camino", contributi alla depressurizzazione della casa derivano dagli effetti del vento, dall'uso di dispositivi che consumano l'aria interna, ecc.

La principale caratteristica dei livelli di radon indoor, comunque, è la loro variabilità. Oltre ai fattori del suolo, è stato dimostrato che le caratteristiche delle costruzioni, come non ermeticità, permeabilità dei pavimenti della cantina, porte tra i solai, materiali da costruzione, microclima (temperatura, vento), fornitura d'acqua, numero di occupanti e abitudini di vita influenzano le concentrazioni di radon indoor. Differenti indagini di vasta portata sul radon nelle case sono state effettuate in molti paesi. Uno dei risultati più sorprendenti è la grande variabilità osservata nei livelli da casa a casa. Il valore della concentrazione di radon può ricoprire un intervallo che va da pochi a molte migliaia di Bqm⁻³ ed in alcuni casi estremi, sono stati misurati valori fino a circa 100000Bqm⁻³.

Una realistica previsione quantitativa dei livelli di radon nelle case esistenti è estremamente difficile con i criteri adottati in passato e la misura rappresenta alla fine il solo metodo affidabile per l'individuazione di case con alti livelli di radon. Sono state eseguite indagini su larga scala del radon indoor per differenti scopi, che possono essere classificate rispettivamente come:

- Indagini di "screening" per lo studio delle variazioni geografiche della distribuzione di radon indoor e per l'identificazione di case con alte concentrazioni di radon.
- Indagini statisticamente rappresentative per la valutazione delle dosi alla popolazione.

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

Effetti sulla salute

I dati epidemiologici disponibili di studi su minatori esposti ai figli del radon forniscono una stima diretta della mortalità per cancro al polmone. Un importante aspetto di questo approccio è che i livelli di esposizione non sono molto maggiori di quelli trovati nelle case, anche per valori medi di esposizione nelle case. L'analogia tra gli uomini in età di lavoro che lavorano nelle miniere con le famiglie che dormono nelle loro camere da letto può non essere perfetta. Comunque, anche se i

rischi dell'esposizione al radon ed ai suoi figli negli edifici non sono ben caratterizzati, i loro rischi potenziali di cancro al polmone devono essere presi seriamente in considerazione sia nelle case che negli ambienti di lavoro. Il rischio di morte da un'esposizione per tutta la vita alla concentrazione media di radon indoor è stimato essere nell'intervallo tra 0.1 e 1%, dipendentemente dal paese e dalle abitudini di fumo. Questi rischi sono dello stesso ordine di grandezza del rischio di morire in casa in una caduta o per un incendio. Comunque, abitazioni aventi molte volte la concentrazione media di radon hanno rischi di radon che possono eguagliare o superare il 2% di rischio di morte in un incidente automobilistico. Poichè non è possibile predire dove si troveranno questi alti valori, indagini di screening sono necessarie per identificare le abitazioni con alte concentrazioni di radon indoor.

Questi dati da soli non risolvono il problema radon. E' importante far rilevare che tecniche efficienti ed a basso costo per la riduzione dell'ingresso di radon dal suolo, come la subpressurizzazione, stanno per essere sviluppate e testate. Allo stato attuale delle conoscenze, l'approccio di rimedio più efficace sembra essere quello di invertire la forza trainante che sta dietro all'afflusso di radon. L'International Commission of Radiological Protection ha raccomandato un livello di intervento di 400 Bqm^{-3} per gli edifici esistenti come la concentrazione sopra la quale dovrebbero essere considerate azioni di rimedio. L'approccio più ragionevole è applicare un sistema a gradino dei livelli di azione per la concentrazione di radon. Secondo questo approccio, maggiore è la concentrazione osservata, più breve dovrebbe essere il periodo di tempo per le azioni di rimedio.

Il monitoraggio del radon e dei suoi figli

Tecniche per misurare la concentrazione del radon e dei suoi prodotti di decadimento sono state sviluppate in due grandi campi di indagine: le scienze della Terra e la radioprotezione. Nonostante campi così differenti di applicazione, il monitoraggio del radon sfrutta processi simili. Per esempio, concentrazioni elevate di radon indoor sono correlate a processi di migrazione del gas che derivano dalla formazione geologica, dal suolo e dall'acqua sotterranea. Gli stessi processi sono interessanti per la previsione del rischio geologico (terremoti, vulcanismo), per la prospezione mineraria (uranio e petrolio), per l'idrogeologia, per la geotermia, ecc. Le caratteristiche delle tecniche di misura dipenderanno dalla particolare quantità da misurare quale la concentrazione del radon (sia in acqua, in aria o in suolo) o quella dei suoi figli. Entrambe queste misure sono basate sulla rivelazione della radiazione emessa dal decadimento radioattivo in combinazione con una tecnica adeguata di campionamento. Tutti i rivelatori di radiazione potrebbero essere usati, ma la maggior parte dei metodi sfrutta la rivelazione di particelle α ; soltanto alcuni sfruttano la rivelazione di particelle β .

Monitoraggio del radon trasportato dall'aria

Per il monitoraggio del gas radon in aria, i requisiti più importanti riguardano la misura di bassi livelli di radon, per esempio concentrazioni di radon di 1 pCi l^{-1} (37 Bqm^{-3}) o meno, che rappresentano valori tipici per la maggior parte dei livelli outdoor e per molte misure indoor. Misure sufficientemente accurate di questi bassi livelli possono essere effettuate aumentando il volume

d'aria campionata, o allungando il tempo di campionamento o di analisi. In particolare la durata del tempo di misura determina tre ampie classi di procedure di campionamento:

- metodo di campionamento istantaneo per la misura del contenuto di radon di un campione d'aria ad un singolo istante di tempo;
- metodo di campionamento in continuo per lo studio della dipendenza dal tempo della concentrazione di radon in funzione del tempo;
- metodi di campionamento per misurazioni integrate a breve e lungo termine, cioè per la determinazione della concentrazione di radon integrata su un periodo da pochi giorni ad un anno.

Un'altra importante classificazione è basata sul fatto che il metodo di campionamento e/o la tecnica sia passivo o attivo. La strumentazione attiva è ottenuta dal campionamento forzato di aria mediante pompe. Nei sistemi passivi il campionamento di radon è basato sulla diffusione naturale del radon nel volume sensibile del rivelatore, cioè senza alimentazione elettrica. I termini attivo e passivo sono spesso usati anche per indicare rivelatori di radiazione che operano, rispettivamente, con e senza alimentazione elettrica. Per evitare confusione, questa classificazione dovrebbe essere fatta semplicemente definendo il rivelatore con o senza risposta in tempo reale. In particolare, un rivelatore di radon può essere formato da ogni possibile combinazione di sistemi di campionamento attivo o passivo e da rivelatore in tempo reale o no. Nonostante la vasta gamma di combinazioni di rivelatori e procedure di campionamento, dall'esperienza accumulata fino ad oggi possono essere tracciate delle linee guida. In particolare, i sistemi di monitoraggio totalmente passivi sono appropriati per la misura del solo gas radon, essendo i più utili per indagini su larga scala delle concentrazioni di radon nell'aria indoor. In contrasto, le misure dei figli del radon possono essere ottenute con successo mediante sistemi di monitoraggio totalmente attivi, cioè usando campionamento attivo e rivelatori di particelle α in tempo reale e la stessa spettrometria. Questo tipo di monitoraggio è particolarmente utile per indagini dettagliate in un limitato numero di edifici. Alcuni degli strumenti di monitoraggio del gas radon correntemente disponibili sono descritti nel seguito ed elencati in **tabella 4**.

Strumentazione	Tipo di campionamento	Sensibilità (Bqm ⁻³)
Cella di scintillazione	Grab o in continuo	0.37 - 37
Collezione per diffusione elettrostatica su scintillatore	In continuo	Meno di 3.7
Camera di ionizzazione	Grab o in continuo	0.5 - 37
Metodo a due filtri	Grab o in continuo	0.74 - 3700
Carbone attivo	Integrante	7.4 (per esposizioni di 100 h)
Rivelatore a traccia	Integrante	3.7 (per esposizioni di 100 giorni)

Tabella 4: Strumenti di misura del radon attualmente disponibili

Metodo di campionamento istantaneo

Questo metodo consiste nel riempimento di un contenitore con un campione d'aria di cui si vuole misurare il livello di radon e nel suo trasferimento ad un laboratorio di analisi. Uno degli strumenti più utili è il fiasco di scintillazione, noto come cella di Lucas. Questo consiste in una camera le cui pareti sono ricoperte con un materiale scintillante come solfuro di zinco attivato con argento. La cella è otticamente accoppiata con un tubo fotomoltiplicatore per il conteggio degli impulsi di luce (scintillazione) indotti dalle particelle α interagenti con il rivestimento di solfuro di zinco. Il fiasco può essere riempito o per vacuazione o mediante un flusso d'aria usando una pompa. Per misurazioni accurate, viene usato un ritardo di almeno 3 h prima del conteggio per consentire il raggiungimento dell'equilibrio radioattivo del polonio-218 e polonio-214. L'efficienza di queste celle è tipicamente del 70 - 80%. Il limite inferiore di rilevabilità (LLD) dipende da molti parametri come la grandezza del fiasco, gli intervalli di conteggio, ecc. Valori tipici sono circa 1 pCi l^{-1} (37 Bq m^{-3}) o meno.

Campionamento in continuo

Per il campionamento in continuo, non c'è un singolo sistema che possa essere favorito sugli altri come nel caso del campionamento istantaneo. Nel seguito saranno descritti quattro tipi di monitoraggio in continuo del radon. In particolare, è importante notare che questi metodi in continuo possono essere usati anche per il monitoraggio istantaneo.

Camera a scintillazione

Questo strumento è costituito da un fiasco di scintillazione in contatto con un fotomoltiplicatore. L'aria è filtrata per rimuovere i figli del radon ed è trasferita in modo continuo attraverso la camera. Per misure in continuo di concentrazioni di radon relativamente alte, come nel gas del suolo, può essere usata direttamente una cella di scintillazione aperta. L'estremità aperta, generalmente connessa ad un tubo, è inserita direttamente nel suolo o nell'acqua. Il rateo di conteggio degli impulsi del fotomoltiplicatore è registrato in continuo e cambia proporzionalmente alla concentrazione del radon.

Metodo elettrostatico di diffusione

L'aria dell'ambiente entra nel volume sensibile dello strumento mediante diffusione molecolare attraverso uno strato di gommapiuma. I figli del radon che risultano dal suo decadimento all'interno del volume sensibile sono attratti verso una superficie del rivelatore a scintillazione da un campo elettrico (collezione elettrostatica) stabilito caricando una superficie vicina allo stesso scintillatore. Il resto dell'elettronica è identica al metodo della cella a scintillazione. Un tale strumento ha una camera di rivelazione semisferica con un volume di molti litri. L'efficienza della collezione elettrostatica dipende dall'umidità. Questo problema può essere risolto inserendo un essiccante nella camera di rivelazione.

Camera di ionizzazione

In questo metodo l'aria è introdotta in una camera di ionizzazione dopo essere stata filtrata per rimuovere i figli del radon trasportati dall'aria. La corrente nella camera è proporzionale alla concentrazione di radon. Il limite inferiore di rilevabilità dipende dal volume della camera di ionizzazione e può arrivare fino a 0.5 Bqm^{-3} . Le camere di ionizzazione sono strumenti di laboratorio molto complessi usati tipicamente come standard di riferimento per la loro accuratezza. In alcuni laboratori, la camere di ionizzazione sono usate come standard per calibrare altri strumenti.

Metodo a due filtri

Questo metodo consiste in un tubo a due filtri con un rivelatore a scintillazione posizionato di fronte al filtro d'uscita. L'aria è pompata in modo continuo attraverso il tubo. Il primo filtro rimuove tutti i figli del radon dall'aria campionata. Quest'aria viene fatta quindi passare attraverso un lungo tubo, dove i prodotti di decadimento si sviluppano e sono raccolti su di un secondo filtro, l'attività del quale è proporzionale alla concentrazione di radon nell'aria campionata. Il filtro di uscita può essere fisso o può essere avanzato automaticamente ad intervalli di tempo preselezionati. La sensibilità dipende principalmente dal volume del tubo. Per volumi del tubo tra 1 e 1000 l la sensibilità varia da migliaia di Bqm^{-3} a 0.7 Bqm^{-3} .

Metodi di campionamento di tipo integrale

I rilevatori di radon di tipo integrale più ampiamente usati sono basati su strumenti totalmente passivi che presentano caratteristiche particolarmente attraenti per campagne di misura su larga scala. Strumenti totalmente passivi possono essere ottenuti con successo per misure di radon gas in cui il radon diffonde nel volume sensibile del rivelatore e la radiazione prodotta dal radon e dai suoi figli è registrata direttamente mediante rilevatori di tipo passivo. Questi sistemi di rilevazione possono essere divisi in due ampie categorie, consistenti rispettivamente in campionatori per diffusione e per permeazione (**figura 3**). La parte superiore della **figura 3** mostra il campionatore per diffusione, che consiste in un tubo con un rivelatore posizionato ad un'estremità della zona di diffusione formata dal tubo. L'altra estremità del tubo di diffusione è generalmente aperta verso l'atmosfera. Usando un tubo sufficientemente lungo (con una lunghezza maggiore di 30 cm), il toron decade prima di raggiungere il volume sensibile del rivelatore.

La geometria più comune per l'alloggiamento del rivelatore è stato il contenitore tipo a bicchiere chiuso ad un'estremità con un filtro poroso, come fibra di vetro, un tessuto idrorepellente, o un filtro di carta microporosa. Questi filtri porosi garantiscono che i figli del radon dell'aerosol non entrino nel volume sensibile del rivelatore, ma essi non sono delle barriere efficaci per il toron ed il vapor d'acqua. Un modo relativamente più efficiente per eliminare il toron ed il vapor d'acqua è usare una

membrana polimerica (principalmente un film di polietilene di poche decine di μm di spessore), in cui il gas radon deve prima dissolvere e quindi diffondere. Questi strumenti sono noti come campionatori per permeazione (**figura 3**). In Italia è stato sviluppato un nuovo campionario per permeazione (Tommasino et al., 1990); questo è formato da un sacchetto di polietilene termosaldato, come mostrato in **figura 3**. Rinchiusi nel sacchetto ci sono due rivelatori di tracce tenuti alla distanza di 1 cm da un supporto di alluminio o di plastica. I film di plastica alluminizzata (indicati come "degradanti" in **figura 3**) sono usati per ottimizzare le risposte del rivelatore alle particelle α del radon e dei suoi prodotti di decadimento. In principio, possono essere usati diversi tipi di rivelatori passivi come i materiali termoluminescenti, elettretti e rivelatori a traccia nucleare in stato solido.

Per indagini su larga scala di misure di radon integrate su lungo termine, i rivelatori a traccia hanno le caratteristiche più favorevoli. Per questo motivo essi sono stati largamente applicati in diverse indagini nazionali per la determinazione della concentrazione media annuale di radon indoor. Paragonati ai materiali termoluminescenti ed agli elettretti, i rivelatori a traccia registrano le particelle α con alta sensibilità e selettività, essendo, tra l'altro, insensibile alla radiazione debolmente ionizzante (γ e β). In passato sono stati sviluppati diversi tipi di rivelatori di radiazione alfa. I più utili sono rispettivamente il nitrato di cellulosa (LR-115 dalla Kodak), il bisfenolo-A-policarbonato (Makrofol dalla Bayer AG) e l'allile diglicole-carbonato (noto come CR-39, acronimo di Columbia Resin 1939). Le particelle α che penetrano nel materiale producono canali di danno di dimensioni atomiche. A seguito dell'attacco chimico, le regioni di danno vengono allargate fino al punto che possono essere viste con il microscopio. Contando le tracce in una data area, è possibile determinare l'esposizione agli alfa-emettitori in questo caso radon e figli.

Misure passive di radon possono essere ottenute senza un rivelatore passivo mediante l'adsorbimento del radon su carbone attivo, che viene analizzato mediante spettrometria a raggi γ alla fine dell'esposizione. Questi dispositivi basati sul carbone attivo sono sufficientemente sensibili per la valutazione di esposizioni di radon integrate su tempi brevi (meno di una settimana). Essi sono stati ampiamente applicati per indagini di screening. Purtroppo, a causa del tempo di dimezzamento di 3.8 giorni del ^{222}Rn , il periodo di esposizione non può essere più lungo di una settimana ed il rivelatore deve essere analizzato in laboratorio subito dopo l'esposizione. Per la stessa ragione, questa tecnica non fornisce una vera integrazione, ma una risposta più strettamente correlata all'ultimo giorno o due di esposizione.

Misurazioni dei figli del radon trasportati dall'aria

La conoscenza della concentrazione media di ciascuno dei figli del radon è importante per la valutazione del rischio potenziale. L'unità "Working Level" (WL) è stata per prima introdotta per misurare la concentrazione dei figli del radon a vita breve nell'aria delle miniere di uranio ed è stata infine applicata anche per la valutazione dei figli del radon negli edifici. Un WL può essere rappresentato mediante ogni combinazione dei figli del radon a vita breve in un litro di aria che risulterà nell'emissione di 1.3×10^5 MeV di energia potenziale α dal decadimento radioattivo. Il

termine "potenziale" si riferisce al fatto che un dato atomo ha un "potenziale" di produrre una certa quantità di energia, se decade attraverso il resto della catena di decadimento. Il WL evita la complessità di specificare le concentrazioni individuali di ciascun figlio e misura il rateo di esposizione all'energia α totale dalle particelle α in un litro di aria. Per questa ragione la misurazione del WL è stata storicamente attraente, poichè essa richiede solo un campionamento d'aria per 5 minuti attraverso un filtro e sottoposto quindi ad un conteggio α . Le esposizioni cumulative per i minatori sono state basate sull'unità "Working Level Month" (WLM), che rappresenta l'esposizione ad un "WL" per un mese (basato su 170 ore lavorative). Un modo migliore per esprimere l'attività dei prodotti del decadimento del radon è la concentrazione di energia potenziale α (PAEC), che è la somma di tutte le energie potenziali α in un volume d'aria, diviso il volume di quell'aria. Per questa quantità l'unità di misura è Jm^{-3} . Una valutazione tipica del PAEC richiede un campione d'aria filtrato e tre susseguenti conteggi α . La spettrometria α può sostituire il conteggio α nel processo di rivelazione.

La maggior parte delle procedure per misurare i discendenti del radon è simile in principio a quelli discussi per il gas radon in aria. Come nel caso del radon, gli strumenti possono essere classificati nelle categorie di quelli che rappresentano i campioni istantanei, misura in continuo o integrazione. I figli del radon sono più semplici da misurare mediante campionamento istantaneo mentre la misura del gas radon è più semplice usando il campionamento in continuo o integrato.

Misurazione del radon in acqua, suolo ed altre matrici solide

Le misure di radon in acqua, suolo ed altri materiali solidi sono interessanti per scopi geoscientifici o di geingegneria. Usando la spettrometria γ è possibile determinare la concentrazione di radon in campioni di acqua, suolo ed altri materiali solidi contando dei decadimenti dei figli del radon con particolare riguardo ai raggi γ di 1.76 MeV del bismuto-214. Questo metodo, oltre alla sua bassa sensibilità, ha lo svantaggio di richiedere due misurazioni a 4 settimane di distanza tra loro. Questo perchè la concentrazione originaria del radon può essere distinta da quella prodotta dai prodotti di decadimento del ^{226}Ra ripetendo l'analisi dopo almeno 4 settimane. Dopo questo tempo il radon originario sarà in pratica tutto decaduto ed il solo radon presente è quello in equilibrio secolare con il ^{226}Ra . In altre situazioni in cui il minerale d'uranio è resistente all'erosione, il radio tenderà ad essere in equilibrio secolare con l'uranio. In tali minerali la perdita di radon è generalmente bassa e le misure di spettrometria a raggi γ danno una buona indicazione del contenuto sia di radio che di uranio. I metodi più efficaci per misurare il radon nel suolo e nell'acqua sono basati sulla misurazione del gas radon dopo che esso è stato separato dal campione ambientale mediante processi di estrazione e/o diffusione. L'estrazione del campione di radon è ottenuta pompando il gas dal suolo usando un tubo rigido. Questo è martellato nel suolo ad una profondità conveniente, che causa il minimo disturbo del profilo del suolo. La rivelazione del radon è ottenuta usando il fiasco di scintillazione (cella di Lucas) in un modo simile al metodo di

campionamento istantaneo. Le misure di radon nel suolo possono essere ottenute anche semplicemente mettendo il rivelatore nel terreno ad una profondità di 0.5 - 0.7 m.

Queste misure di radon del suolo mediante rivelatore nel terreno sono interessanti quando è necessario il monitoraggio a lungo termine per superare il problema della variazione temporale nella concentrazione del radon. Possono essere usati differenti rivelatori, la cui scelta dipende dalla particolare applicazione. Rivelatori con risposta in tempo reale come scintillatore a solfuro di zinco o rivelatori a semiconduttore sono usati quando è necessario conoscere la dipendenza dal tempo della concentrazione del radon nel suolo per un numero limitato di punti di misura. Per indagini su larga scala, gli strumenti di rivelazione del radon più appropriati sono basati sui rivelatori a tracce posizionati in contenitori appropriati come descritto sopra.

La misura del contenuto di radon dell'acqua è basata su processi di estrazione che sfruttano l'alto coefficiente di partizione del radon sia tra gas ed acqua che tra scintillatori liquidi organici ed acqua. In particolare, facendo gorgogliare aria nell'acqua, è possibile estrarre il radon molto efficacemente. Il radon viene così fatto gorgogliare fuori dall'acqua e collezionato in una cella di Lucas. Il limite di rivelazione per questo metodo è molto basso, circa 50 Bqm^{-3} .

Un metodo alternativo richiede l'uso di scintillatori liquidi immiscibili. In questo metodo, 5 - 10 ml di scintillatore a toluene sono aggiunti a 10 ml di acqua in una bottiglietta di vetro e agitati vigorosamente. A causa del coefficiente di partizione molto grande del radon tra l'acqua e gli scintillatori liquidi organici, il radon viene efficacemente estratto dall'acqua e analizzato mediante un contatore a scintillazione liquida. Il limite inferiore di rivelabilità è circa 370 Bqm^{-3} per un tempo di conteggio di 40 minuti.

Questo metodo rende possibile ottenere conteggi su larga scala in modo automatico che facilita l'analisi del contenuto di radon in una moltitudine di campioni d'acqua. Come per le misure nel suolo, il radon può essere monitorato nell'acqua semplicemente mettendo il rivelatore direttamente nell'acqua. Questo sistema è stato applicato al monitoraggio del radon nel suolo sotto il livello dell'acqua.

Misurazioni del flusso di radon

Le misurazioni del flusso di radon sono importanti per la valutazione del trasferimento del radon attraverso l'interfaccia tra una fase solida e l'atmosfera. Il solido può essere il suolo, le rocce, i materiali da costruzione o altre sostanze, mentre l'atmosfera può essere quella di un recipiente chiuso di laboratorio, un edificio, o l'aria esterna. E' disponibile una varietà di metodi per misurare il flusso di radon in laboratorio ed in campo. Questi metodi coinvolgono l'uso di varie tecniche descritte precedentemente per la valutazione della concentrazione di radon.

Metodi di laboratorio

I metodi per le misure dei suoli e dei materiali da costruzione in laboratorio sono generalmente basati sulla introduzione di un campione del materiale in esame in una camera chiusa e nel campionamento dell'aria della camera.

Metodi di campo

Tra i diversi metodi disponibili, i più diffusi per le misure di campo sono il metodo di accumulazione ed il metodo di adsorbimento.

Uno dei primi metodi è stato quello ad accumulazione e consiste, principalmente, nel posizionare l'estremità aperta di un recipiente sulla superficie da misurare. Questo metodo richiede l'uso di un contenitore di dimensioni utili, variante in volume da pochi litri a 220 litri. La concentrazione di radon all'interno del recipiente è quindi misurata, sia ad un qualche tempo selezionato che in serie su di un periodo di molte ore. I requisiti per il metodo di accumulazione sono che il tempo di accumulazione sia breve paragonato all'emivita di 3.82 giorni del ^{222}Rn , che la concentrazione nel recipiente sia inferiore (magari 10% o meno) a quella nel materiale in esame, e che lo strumento di misura non alteri la esalazione di radon in modo significativo.

Il metodo di adsorbimento prevede l'uso di un canister di carbone attivo posizionato in prossimità della superficie solida. La procedura del canister è semplice, ed il campionatore può essere prontamente sigillato sulle superfici verticali con argilla modellante o materiali flessibili per incollaggio. Comunque, il metodo è poco sensibile a causa dell'area piccola del canestro. Il limite inferiore di rivelabilità (LLD) è circa 2.5 Bq, che corrisponde ad un flusso di circa $4 \text{ mBqm}^{-1}\text{s}^{-1}$ per un giorno di esposizione, mentre il LLD del metodo di accumulazione può essere facilmente 10 volte più piccolo.

Bibliografia

Nero A. (1989) Earth, air, radon and home. *Physics Today* 42: 32-39

Tommasino L. , Furlan G., Khan H. A. and Monnin M. (1990) *Radon Monitoring in Radiprotection, Environmental Radioactivity and Earth Science*. Singapore: World Scientific

