



Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

Scuola Dottorale in Geologia dell'Ambiente e delle Risorse

Ciclo XXIII

Sezione Geologia dell'Ambiente e Geodinamica

**STUDIO DEL SOIL RADON NEL TEST-SITE
DELLA VALLE DELLA CAFFARELLA (ROMA)**

Tutore:

Prof.ssa Paola Tuccimei

Co-tutore:

Dr. Michele Soligo

Coordinatore:

Prof. Domenico Cosentino

Candidato:

Dr. Mauro Castelluccio

For one moment our lives met
our souls touched
(Oscar Wilde)

Indice

Introduzione	1
---------------------------	---

Capitolo 1 – Radon ed effetti sulla salute

1.1 Il radon.....	2
1.2 Parametri di radioattività.....	3
1.3 Radon e thoron	5
1.4 Radiazioni ionizzanti e dose assorbita.....	6
1.5 Rischio radon per la salute.....	7
1.6 Rischio thoron	9

Capitolo 2 – Radon indoor

2.1 Sorgenti.....	11
2.2 Meccanismi di trasporto e di accumulo	12
2.3 Fattori di controllo	13
2.4 Tecniche di misura.....	14
2.4.1 Dispositivi attivi.....	15
2.4.2 Dispositivi passivi	15
2.5 Tecniche di mitigazione.....	16
2.6 Indagini in Italia	18
2.7 Indagini in Europa	22
2.8 Quadro normativo di riferimento	25
2.9 Linee guida e documenti di riferimento.....	26
2.10 <i>Activity concentration index</i>	28

Capitolo 3 – Radon: un rischio geologico

3.1 Rocce e suoli sorgenti di radon	30
3.2 Contenuto in elementi precursori	31
3.3 Coefficiente di emanazione di radon.....	33
3.4 Processo di migrazione ed esalazione.....	35

3.5	Variabilità spaziale e temporale del <i>soil radon</i>	38
3.6	Flusso di radon dal suolo	39
3.7	Radon: un rischio geologico.....	40
3.8	Esempi di approccio geologico	41
3.8.1	Neznal et al. (2004)	43
3.8.2	Johner & Surbeck (2001).....	45
3.8.3	Åkerblom (2008).....	46
3.8.4	Voltaggio et al. (2006).....	46

Capitolo 4 – Valle della Caffarella: soil radon test-site

4.1	Obiettivi della ricerca e scelta del sito	48
4.2	Attività vulcanica dei Colli Albani.....	50
4.3	Evoluzione geologica della valle della Caffarella.....	54
4.4	Unità litologiche	55
4.5	Morfologia del territorio e idrografia	61
4.6	Caratteri dell'idrogeologia	62
4.7	Cavità sotterranee	64
4.8	Punti di misura e di campionamento	67

Capitolo 5 – Sistemi di misura del soil radon e dei parametri correlati

5.1	Sistema di misura del <i>soil radon</i>	70
5.2	Il radonometro	71
5.3	Sistema di misura dei flussi superficiali (radon e CO ₂).....	75
5.4	Sistema di misura della permeabilità intrinseca del suolo	77
5.5	Strumenti per misure di spettrometria γ	78

Capitolo 6 – Procedure di elaborazione del dato

6.1	Concentrazione di ²²² Rn e ²²⁰ Rn nel suolo.....	81
6.2	Calcolo dell'errore associato.....	83
6.3	Efficienza del rivelatore e correzioni.....	84
6.4	Calcolo della permeabilità intrinseca del suolo.....	86

Capitolo 7 – Soil radon: caratteristiche e parametri di influenza

7.1	Influenza del tipo di substrato geologico	87
7.1.1	Contenuto in elementi precursori	89
7.1.2	Permeabilità intrinseca	92
7.2	Influenza dei parametri atmosferici	94
7.3	Influenza di temperatura e contenuto d'acqua del suolo	102
7.4	Interpretazione delle influenze sulla concentrazione di radon nel suolo	106
7.4.1	<i>Soil</i> ²²² Rn.....	107
7.4.2	<i>Soil</i> ²²⁰ Rn.....	111
7.4.3	Fattore di normalizzazione del <i>soil radon</i>	112
7.5	Variabilità del <i>soil radon</i>	115
7.5.1	Variabilità spaziale	116
7.5.2	Variabilità temporale	120
7.6	Influenza delle tecniche strumentali	123
7.6.1	Tipo di sonda e tecnica di perforazione.....	124
7.6.2	Confronto con diverse tecniche di campionamento e misura.....	127
7.7	Corretta valutazione del <i>soil radon</i>	128

Capitolo 8 – Mappature di soil radon

8.1	Definizione dell'area	129
8.2	Criteri di indagine	131
8.2.1	Utilizzo della stazione di riferimento	132
8.2.2	Produzione di elaborati cartografici	133
8.3	Campagne di misura del 2009	134
8.4	Campagne di misura del 2010	136
8.4.1	Misure di permeabilità intrinseca del suolo	140
8.5	Mappatura di radioattività γ totale del suolo	142
8.6	Misure di flusso superficiale di CO ₂	144
8.7	Potenzialità delle mappature di <i>soil radon</i>	145

Capitolo 9 – Campagne di misura del radon indoor

9.1	<i>Soil radon</i> e radon <i>indoor</i>	147
-----	---	-----

9.2 Rilevatore RadonAlpha.....	148
9.3 Siti di misura	148
9.4 Risultati delle campagne di monitoraggio	150
9.5 Parametri di influenza ed interpretazione dei dati.....	151
9.6 Analisi della variabilità stagionale: meccanismi di ingresso in ambiente <i>indoor</i>	156

Capitolo 10 – Fattore di pericolosità da radon e protocollo di valutazione

10.1 Fattore di pericolosità da radon.....	159
10.2 Applicazione del metodo <i>RP</i>	160
10.3 Applicazione del metodo <i>RAI</i>	162
10.4 Valutazione del fattore di pericolosità da radon.....	164
10.5 Protocollo di valutazione	167

Capitolo 11 – Obiettivi raggiunti e sviluppi futuri

11.1 Considerazioni conclusive	172
11.2 Futuro della ricerca	175

Bibliografia	177
---------------------------	-----

Sitografia	186
-------------------------	-----

Appendici

Tavole degli elaborati Surfer

Ringraziamenti

Introduzione

Nel 1988 l'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO) attraverso l'IARC (*International Agency for Research on Cancer*) ha inserito il radon nelle categorie di agenti cancerogeni conosciuti, nel Gruppo 1 (“evidenza sufficiente di cancerogenicità per l’uomo”) (WHO-IARC, 1988). Il radon è un gas naturale che deriva dal decadimento di uranio e torio; il rischio per la salute si verifica quando tale gas viene inalato. Poiché la concentrazione del radon all'aria aperta è bassa e in media le persone trascorrono la maggior parte del loro tempo in strutture abitative e di lavoro, il rischio per la salute pubblica dovuto al radon è essenzialmente correlato all'esposizione a questo gas in ambiente *indoor*. All’interno degli edifici l’aria tende ad avere un maggiore ristagno ed il radon può raggiungere concentrazioni molto elevate.

Il suolo costituisce generalmente la sorgente principale del radon che si accumula all’interno degli ambienti *indoor*. Pertanto la conoscenza del potenziale rilascio del gas dal suolo può rappresentare un valido strumento, in fase di pianificazione territoriale, per la realizzazione di nuovi edifici a bassa concentrazione di radon. Un intervento di tipo preventivo, con un indagine sul territorio ed eventuale messa in opera di tecniche adeguate per limitare al massimo il passaggio del gas dal suolo agli edifici, può costituire una soluzione più efficace ed economica rispetto a successivi interventi di bonifica degli ambienti.

A partire dal dicembre 2007 è in corso un lavoro di monitoraggio delle concentrazioni di radon nel suolo (*soil radon*) in valle della Caffarella, che costituisce la parte del Parco Regionale dell’Appia Antica più prossima al centro di Roma (nell’area affiorano in modo esteso i prodotti dell’attività vulcanica dei Colli Albani). Contemporaneamente vengono monitorati altri parametri di radioattività (*radon indoor* in alcuni ambienti distribuiti nell’area del parco e nella vicina zona urbanizzata, radioattività γ *in situ* e su campioni analizzati in laboratorio) e parametri di influenza della concentrazione di radon nel suolo. Obiettivo primario è l’indagine delle dinamiche di movimento e di accumulo del gas radon nel suolo e di rilascio all’interfaccia suolo-atmosfera, e la comprensione dei principali parametri di influenza. Passo successivo è lo sviluppo di una metodologia che permetta di valutare il suolo in termini di fattore di pericolosità da radon. L’auspicio è che quanto emerge da lavori di ricerca di questo genere possa essere proficuamente utilizzato nella pianificazione territoriale, ai fini di ridurre al minimo il fattore di rischio da radon *indoor*.

Capitolo 1

Radon ed effetti sulla salute

1.1 Il radon

Il radon è un elemento del gruppo VIIIA: è un gas nobile, pertanto non reagisce con altri elementi chimici. Esso è il più pesante dei gas conosciuti (densità 9.72 g/L a 0°C, 8 volte più denso dell'aria), ha numero atomico 86. È incolore, inodore, insapore e presente naturalmente nel suolo.

È un elemento radiogenico (deriva dal decadimento del radio) e radioattivo (decadimento diretto in polonio). I suoi isotopi fanno parte delle serie di decadimento dell'uranio e del torio, e ne rappresentano l'unico elemento allo stato gassoso. In totale esistono 26 isotopi del radon, compresi tra il ^{199}Rn ed il ^{226}Rn . Solo tre di questi si riscontrano in natura: il ^{219}Rn (actinon), il ^{220}Rn (thoron), il ^{222}Rn (radon propriamente detto). ^{219}Rn , ^{220}Rn e ^{222}Rn derivano dalle serie di decadimento con nuclidi capostipiti rispettivamente ^{235}U , ^{232}Th e ^{238}U e con prodotti finali stabili gli isotopi del piombo, rispettivamente ^{207}Pb , ^{208}Pb e ^{206}Pb (Bourdon et al., 2003). I decadimenti avvengono con emissione di particelle α o β (β) e di radiazioni γ .

Il ^{219}Rn deriva dal decadimento del ^{223}Ra e decade a sua volta (decadimento α) in ^{215}Po .

Il ^{220}Rn deriva dal decadimento del ^{224}Ra e decade α in ^{216}Po .

Il ^{222}Rn deriva dal decadimento del ^{226}Ra e decade α in ^{218}Po .

Il radon si diffonde nell'aria a partire dal suolo e dai materiali che contengono radio. Può liberarsi anche dall'acqua, nella quale può essere disciolto. Infatti essendo moderatamente solubile ha tendenza alla volatilizzazione. In spazi aperti, è diluito dalle correnti d'aria e raggiunge solo basse concentrazioni. Al contrario, in un ambiente chiuso, come può essere quello di un'abitazione, il radon può accumularsi e raggiungere alte concentrazioni.

	SERIE URANIO-238					SERIE TORIO-232					SERIE URANIO-235						
U	238															U	
Pa	↓	↗ 234	↓									↓	↗ 231	↓		Pa	
Th	234		↓			232		↗ 228	↓			231	↓	↗ 227		Th	
Ac							↓	228		↓			227			Ac	
Ra			↓				228		↓	224				↓	223	Ra	
Fr														↓		Fr	
Rn			↓						↓	220				↓	219	Rn	
At																At	
Po			↓		↗ 214				↓	216		↗ 212		↓	215	Po	
Bi			↗ 214	↓	↗ 210						↗ 212	↓		↗ 211		Bi	
Pb			↓	↗ 210	↓	206				↓	212	↗ 208		↓	211	↗ 207	Pb
Tl				↓	210	↓	206				208			↓	207	↗	Tl

Figura 1. Serie di decadimento dell'uranio e del torio.

1.2 Parametri di radioattività

Emivita ($t_{1/2}$)

Ogni isotopo radioattivo è caratterizzato da un suo tempo di dimezzamento o emivita. Rappresenta il tempo occorrente perché la metà degli atomi di un campione puro dell'isotopo decadano in un altro elemento. È indice della stabilità dell'isotopo.

Vita media

È il tempo medio che deve trascorrere prima che il nucleo decada. Il concetto è molto simile a quello di tempo di dimezzamento al quale è legata dalla semplice relazione:

$$\text{vita media} = t_{1/2} / \ln 2$$

Costante di decadimento λ

È la probabilità che ha ogni singolo nucleo di decadere nell'unità di tempo. Quindi maggiore è il valore di λ , maggiore è il numero di decadimenti nell'unità di tempo. È specifica per ogni nuclide e determina la velocità del processo di trasformazione. Ha unità di misura t^{-1} . È legata all'emivita dalla relazione: $t_{1/2} = \ln 2 / \lambda$

Energia della radiazione

Energia caratteristica della radiazione ionizzante (particelle α o β , radiazione γ). Espressa in elettronvolt (eV).

Attività

È il numero di disintegrazioni nell'unità di tempo. Questa grandezza è collegata al numero di nuclidi N , ad un istante generico, dalla relazione $A = \lambda N(t)$. $N(t)$ è a sua volta collegato alla diminuzione nel tempo del numero di nuclidi, attraverso l'equazione del decadimento radioattivo: $\lambda N = -dN/dt$ (Bourdon et al., 2003). L'unità di misura utilizzata nel sistema S.I. è il Becquerel (Bq), corrispondente ad una disintegrazione al secondo.

Concentrazione di attività

È l'attività nell'unità di volume ed è misurata in Bq/m³. Nei paesi anglosassoni si usa il picocurie al litro (pCi/L): $1 \text{ pCi/L} = 37 \text{ Bq/m}^3$

Indica la presenza dell'isotopo nell'ambiente.

Per indicare invece la concentrazione di attività in un volume di materiale si utilizza abitualmente il Bq/kg.

Emanazione, migrazione ed esalazione di radon

Questi parametri si riferiscono all'emissione di radon dal suolo o da un qualsiasi materiale.

L'emanazione è il rilascio di atomi di radon dai granuli minerali nei pori e nelle fratture del materiale, dovuto essenzialmente all'effetto di *recoil* legato al decadimento α (Morawska & Phillips, 1993). La migrazione è il movimento degli atomi di radon all'interno del materiale.

L'esalazione è il passaggio del radon dal materiale all'atmosfera.

Coefficiente di emanazione

Rapporto fra il numero di atomi di radon che lasciano il materiale solido e la quantità generata dal campione. Il numero di atomi che lasciano la parte solida è sempre minore del numero di atomi generati (De Martino et al., 1998).

Affinché da un minerale comune possa verificarsi emanazione di radon, esso deve formarsi entro i primi $0.02 \div 0.07 \mu\text{m}$ dalla superficie. Tale è la distanza di *recoil* di un atomo di radon

all'istante della sua formazione da un atomo di radio. Il radon che si forma più in profondità rimane imprigionato e decade sul posto nei suoi sottoprodotti solidi (Sasaki et al., 2004).

Il coefficiente di emanazione dipende principalmente dalle caratteristiche strutturali del materiale, quali ad esempio porosità (Morawska & Phillips, 1993). e contenuto in acqua (Menetrez & Mosley, 1996).

Tasso di esalazione

Fornisce la misura del radon liberato dall'interno all'esterno del campione, cioè in atmosfera. Viene misurato in Bq/h. Il suo valore dipende dall'emanazione e dal gradiente di concentrazione tra interno ed esterno del campione (De Martino et al., 1998). Di conseguenza è maggiormente influenzato da condizioni ambientali (condizioni meteorologiche, pressione, temperatura).

Il tasso di esalazione può essere espresso come *mass exhalation rate*, misurato in $\text{Bq kg}^{-1} \text{h}^{-1}$, o ancora come *surface exhalation rate*, misurato in $\text{Bq m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Flusso di radon dal suolo

Definisce la quantità di radon che viene rilasciata dal suolo in atmosfera nell'unità di tempo (passaggio all'interfaccia suolo-atmosfera). Si tratta quindi di un tasso di esalazione per unità di superficie e può essere espresso in $\text{Bq m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

1.3 Radon e thoron

Per quanto riguarda le concentrazioni naturali dei tre isotopi del radon si può fare riferimento alla concentrazione media nella crosta terrestre degli isotopi capostipiti [1].

^{235}U 0.02 ppm (1.5 Bq/kg)

^{232}Th 8.5 ppm (34 Bq/kg)

^{238}U 2.7 ppm (33 Bq/kg)

L' ^{238}U costituisce il 99.27% del complesso isotopico dell'uranio.

D'altra parte va considerata la vita media dei tre isotopi del radon, riferibile tramite il parametro emivita.

^{219}Rn 3.92 s

^{220}Rn 54.5 s

^{222}Rn 3.825 d

Ne deriva che il ^{219}Rn ha concentrazioni molto basse ed è considerato di scarsa importanza.

Il ^{220}Rn (thoron) non è facilmente rilevabile nell'ambiente a causa della breve emivita, sebbene il ^{232}Th sia relativamente abbondante in natura. La distanza che il thoron può raggiungere fuoriuscendo dal materiale sorgente è minima.

Il ^{222}Rn ha un'emivita consistente ed è costantemente presente nell'ambiente. È considerato il più importante degli isotopi del radon (ci si riferisce abitualmente ad esso con il termine radon). La gran parte degli studi e delle analisi sul radon e sui suoi effetti sulla salute umana si sono concentrati sull'isotopo ^{222}Rn .

1.4 Radiazioni ionizzanti e dose assorbita

Il radon decade con emissione di particelle α (una particella α è il nucleo di un atomo di elio, cioè un nucleo costituito da due protoni e due neutroni), producendo discendenti radioattivi che emettono particelle α , β e radiazione γ .

Con il termine *radiazioni ionizzanti* si indicano radiazioni elettromagnetiche e particelle in grado di causare una consistente ionizzazione del materiale attraversato. Affinché si verifichi la ionizzazione, è necessario che le singole particelle, o i singoli fotoni della radiazione elettromagnetica, abbiano energia sufficiente per estrarre l'elettrone dall'atomo o dalla molecola. Il radon costituisce la maggior causa di esposizione alle radiazioni ionizzanti (ICRP 60, 1990).

Altro parametro caratteristico delle radiazioni ionizzanti è il *potere penetrante*, ovvero la capacità di attraversare spessori più o meno elevati prima che le radiazioni siano arrestate. Le particelle α hanno un potere penetrante molto basso (sono bloccate da un foglio di carta), ma posseggono un potere ionizzante molto elevato (1000 volte maggiore delle particelle β). Il loro grado di pericolosità è elevato quando sono emesse da una sorgente interna al corpo umano [2].

Per quantificare il danno biologico delle radiazioni sugli organismi sono state introdotte delle unità di misura che definiscono la *dose assorbita D*, cioè l'energia depositata dalla radiazione nel materiale irradiato per unità di massa. La corrispondente unità di misura nel S.I. è il Gray (Gy):

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$$

Ma l'effetto delle radiazioni, anche a parità di energia è dipendente dal tipo di radiazione. Perciò si è introdotto il *fattore di qualità della radiazione Q*. La grandezza che si considera in questo modo è detta *equivalente di dose H*, legata alla dose assorbita D dalla relazione:

$$H = Q \times D$$

Per elettroni, raggi X e raggi γ , $Q = 1$

Per neutroni e protoni, Q da 5 a 20

Per le particelle α , $Q = 20$

Infine si deve tenere conto anche della diversa sensibilità dei vari tessuti e organi alla radiazione. È per questo che viene introdotto il concetto di *dose efficace DE*. L'unità di misura di H e di DE è il sievert (Sv): $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$ (ICRP 60, 1990).

1.5 Rischio radon per la salute

I prodotti di decadimento del radon sono particelle solide, dotate di carica elettrostatica e chimicamente reagenti. Sono attivi quanto più il valore dell'emivita è piccolo. Una parte del radon può venire inalata direttamente e decadere all'interno del corpo umano. La restante parte decade esternamente ed i suoi prodotti di decadimento si vanno a fissare ad oggetti esterni e al pulviscolo atmosferico. Solo quelli fissati al pulviscolo possono essere inalati. Si definisce *rapporto di equilibrio ER* la frazione dei prodotti di decadimento che sono sospesi in aria e quindi inalabili e misurabili, rispetto al totale dei prodotti di decadimento creati. ER varia abitualmente tra 0.3 e 0.7 e dipende da condizioni ambientali quali ventilazione, presenza di polvere, fumo, utilizzo di filtri di aerazione, etc. (ICRP 65, 1994).

Le particelle α emesse dal radon e dai suoi prodotti di decadimento (gli isotopi del polonio sono α -emettitori) possono causare una notevole ionizzazione della materia rispetto alle particelle β e alla radiazione γ . Se esposti a radiazioni ionizzanti, le cellule ed i tessuti

subiscono danni irreversibili. L'energia della radiazione reagisce con qualsiasi materia venga in contatto. A livello cellulare e molecolare, tali radiazioni causano trasformazione della cellula, variazioni nella struttura cromosomica e mutazioni genetiche (Jostes, 1996). Il carcinoma (cancro epiteliale) polmonare è la malattia associata più diffusa. Il rischio di cancro provocato dal radon nelle persone si fonda sugli studi effettuati (dalla metà degli anni sessanta) sui minatori di uranio esposti a grosse dosi di radon per lunghi periodi. Da questi studi e successivi è emerso che il radon è la seconda causa di morte per cancro polmonare dopo il fumo e che l'effetto combinato delle due cause è molto maggiore della somma dei due effetti (Darby et al., 2005).

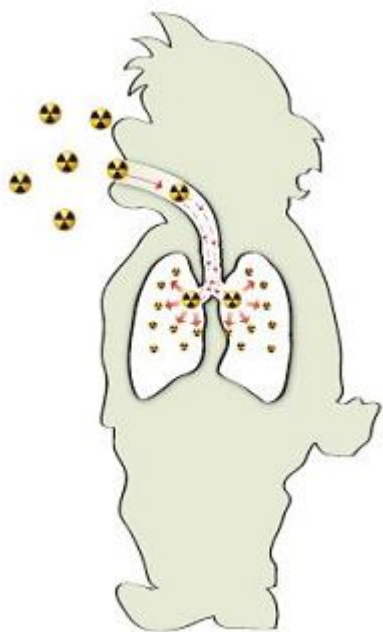


Figura 2. Parte del radon viene inalata direttamente e decade all'interno del corpo umano. La restante parte decade esternamente ed i suoi prodotti di decadimento vengono inalati quando si fissano al pulviscolo atmosferico (figura tratta da [2]).

Sulla base dei danni osservati nei lavoratori delle miniere, la probabilità di insorgenza di cancro per esposizione al radon (*fattore di rischio*) viene valutata pari a $4.4 \cdot 10^{-7}$ per ora di esposizione a concentrazione di radon pari a 1000 Bq/m^3 , in equilibrio con i figli del decadimento (ICRP 65, 1994).

La probabilità del danno conseguente all'esposizione ad una determinata concentrazione di radon nell'aria è dipendente da:

- concentrazione di attività del radon (Bq/m^3);
- tempo di esposizione;
- valore del rapporto di equilibrio ER.

La formula generale per calcolare la probabilità di insorgenza di cancro per esposizione al radon [3], al variare dei diversi parametri, è la seguente:

(fattore di rischio) x (tempo di esposizione in h) x (rapporto di equilibrio)

Esempio:

Concentrazione di attività di radon: 500 Bq/m³

Tempo di esposizione: 80000 h (vita lavorativa)

Rapporto di equilibrio: 0.6 (ambiente poco aerato)

Fattore di rischio $2.2 \cdot 10^{-7}$ (1h)

Probabilità insorgenza cancro = $2.2 \cdot 10^{-7} \cdot 80000 \cdot 0.6 = 0.01056 = 1.056\%$

1.6 Rischio thoron

Generalmente l'esposizione al thoron e ai suoi prodotti di decadimento a vita breve è considerata di scarsa importanza radiologica rispetto alla simultanea esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento. Il thoron ha un'emivita molto breve e la distanza che può raggiungere fuoriuscendo dai materiali è minima. Di solito le concentrazioni indoor di thoron sono circa di un ordine di grandezza inferiori rispetto al radon (Steinhäusler et al., 1994). Tuttavia in alcune parti del mondo processi sedimentari hanno condotto ad un arricchimento in ²³²Th tale che in atmosfera le concentrazioni di attività di ²²⁰Rn possono eccedere i valori del ²²²Rn (Brasile, Cina, India). Le categorie più a rischio sono i minatori che lavorano in tali aree. Un'esposizione elevata al thoron interessa anche lavoratori di alcune industrie dove si lavorano sabbie minerali ad alto contenuto di torio (Malaysia, Australia, Vietnam). Inoltre recenti studi sembrano indicare che anche in alcune condizioni considerate "normali" il contributo del thoron può rappresentare una significativa frazione dell'esposizione polmonare totale (Steinhäusler et al., 1994). Il rilevamento di una consistente presenza di thoron in un ambiente *indoor* è difficilmente ricollegabile ad una provenienza dal suolo ed indica quindi che i progenitori sono prevalentemente nei materiali edilizi.

Il database esistente sulla presenza del thoron in ambiente indoor è piuttosto scarso. Da uno studio del 1992 in Germania sono risultati dei valori mediamente compresi tra 0.7 e 19.1 Bq/m³ (Reineking et al., 1992). Scarsi sono anche i dati che riguardano la relazione tra

esposizione al thoron e a suoi prodotti di decadimento e rischio di cancro polmonare. Si possono comunque fare alcune considerazioni. Il valore della costante di decadimento del ^{220}Rn è di 45.7827 h^{-1} rispetto allo 0.0076 h^{-1} del ^{222}Rn : la sua attività è decisamente più elevata rispetto a quest'ultimo. Di conseguenza anche i tassi di esalazione assumono valori abitualmente superiori per il thoron. Inoltre l'attività è un parametro molto importante nell'incidenza sul danno biologico in quanto un suo valore elevato significa una notevole creazione di prodotti di decadimento e liberazione di particelle α . Va comunque ricordato che la distanza dalla sorgente radioattiva assume nel caso del thoron importanza fondamentale.

Capitolo 2

Radon indoor

2.1 Sorgenti

La concentrazione di radon in atmosfera varia da 0.37 a 16 Bq/m³ (Dick, 1974), valutata mediamente pari a 8 Bq/m³ nelle aree continentali (Harley, 1975). All'interno degli edifici l'aria tende ad avere un maggiore ristagno ed il radon può raggiungere concentrazioni anche molto elevate: il rischio per la salute pubblica è correlato all'esposizione al gas radon in ambiente *indoor*.

La sorgente principale del radon presente in ambiente *indoor* è il suolo sul quale la struttura è costruita (Wiegand, 2001). Il radon penetra attraverso le spaccature che si formano con il tempo, lungo le tubature o attraverso le giunture tra i muri. Gli ambienti seminterrati o al pianterreno sono particolarmente interessati dal fenomeno. Una parte del gas può avere origine direttamente dai materiali da costruzione utilizzati; è possibile definire i tassi di esalazione di radon dei materiali da costruzione, tramite misure di laboratorio (Tuccimei et al., 2009). Anche l'acqua di uso domestico, se arricchita in radon, può rappresentare una sorgente rilevante. Il radon è moderatamente solubile in acqua: il suo coefficiente di solubilità (rapporto della concentrazione del radon in acqua rispetto a quella in aria) a 20°C è circa 0.25, e aumenta al diminuire della temperatura (Tommasino, 1998). Secondo un rapporto dell'UNSCEAR (UNSCEAR, 2000), il contributo di radon indoor emesso dal suolo può essere stimato intorno al 60÷70%, mentre quello dai materiali edili è valutato intorno al 15÷20%. Questi valori sono stati ottenuti dall'UNSCEAR con modelli matematici e nell'ipotesi che il contenuto di radioattività dei materiali sia equivalente ai valori medi mondiali (circa 50 Bq/kg).

2.2 Meccanismi di trasporto e accumulo

Sulla base di studi dettagliati Nero (1989) ha attribuito essenzialmente tutto l'eccesso di radon *indoor*, rispetto al livello *outdoor*, al contributo del suolo.

Vengono individuati diversi meccanismi che causano trasporto e accumulo di radon in ambiente *indoor*:

- flussi avvettivi (Nazaroff & Nero, 1988);
- diffusione (Nazaroff & Nero, 1988);
- termodiffusione (Minkin & Shapovalov, 2008).

Abitualmente si ritiene che il meccanismo base che porta il gas dal suolo all'interno dell'ambiente *indoor*, sia la differenza di pressione tra l'ambiente interno e quello esterno (è sufficiente una differenza di pochi Pascal): si genera un flusso d'aria (avvezione) da un'area a più alta pressione ad una a più bassa. Normalmente l'interno di un'abitazione è in condizione di depressione rispetto all'esterno; questa depressione è causata soprattutto da due fenomeni: "l'effetto camino" e "l'effetto vento" (figura 3). L'effetto camino è dovuto alla differenza di temperatura tra interno (più caldo) ed esterno della casa, in funzione della quale si genera una differenza di pressione: la depressione interna fa sì che venga richiamata dal terreno aria fredda contenente radon. L'effetto vento è dovuto alla differenza della velocità dell'aria tra esterno ed interno della casa: viene esercitata su di una parete una pressione funzione della velocità del vento. Inoltre anche il funzionamento di stufe, camini, impianti di condizionamento dell'aria, sistemi d'aspirazione nei bagni e nelle cucine, può far variare le condizioni di pressione e quindi incidere sull'accumulo del gas radon.

Il meccanismo di diffusione invece spiega il movimento del radon in base ad un gradiente di concentrazione del gas tra interno ed esterno dell'abitazione.

Minkin e Shapovalov (2008) sostengono che la differenza di pressione come meccanismo principale di trasporto del radon, è un'ipotesi che non ha sufficienti evidenze scientifiche ed è confutata da numerosi dati sperimentali. I due autori sostengono che un meccanismo dominante può essere la termodiffusione: il movimento del gas radon all'interno di un mezzo poroso non è né viscoso, né diffusivo, ma principalmente un flusso in regime molecolare libero; un gradiente termico induce un trasporto di massa verso l'alto e causa infiltrazione di radon in ambiente *indoor*.

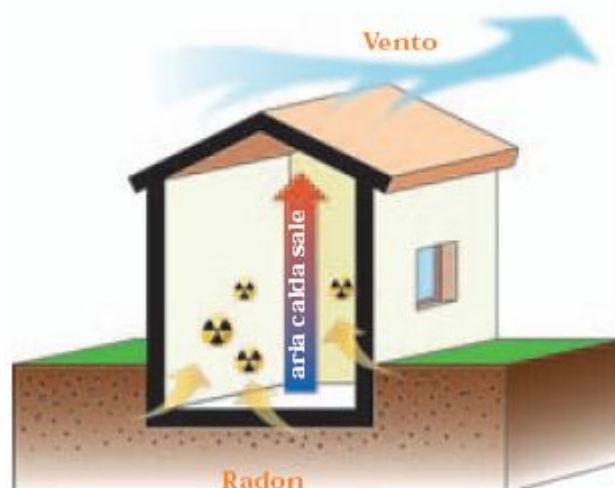


Figura 3. Meccanismi di ingresso del radon: “effetto camino” ed “effetto vento” (figura tratta da [2]).

2.3 Fattori di controllo

In relazione a quanto finora esposto risulta evidente che i valori di concentrazione di radon in ambiente *indoor* sono influenzati da una serie di fattori (Tommasino, 1998), che possono essere sintetizzati come segue:

- contributo dal suolo (tipo di substrato geologico) e dai materiali da costruzione, in funzione di contenuto in elementi precursori e permeabilità;
- condizioni climatiche (pressione atmosferica, temperatura, vento) e microclimatiche (interno dell’abitazione);
- caratteristiche costruttive, modo d’uso degli edifici, posizionamento dei rivelatori all’interno di essi (piano di misura), condizioni di isolamento dei locali;
- numero di occupanti e abitudini di vita (ventilazione dei locali).

Un importante fattore che può far variare sensibilmente le concentrazioni di radon indoor è la presenza di uno strato superficiale a bassa permeabilità, situazione nella quale il flusso di radon dal suolo è ostacolato e la sua fuga è favorita laddove questo strato superficiale non sia presente, quindi al di sotto dell’edificio. Una condizione di questo genere si può verificare naturalmente per la presenza di materiale superficiale a bassa permeabilità o per la formazione

stagionale di terreno ghiacciato o copertura nevosa, oppure può essere indotta artificialmente come nel caso della messa in opera di manto stradale.

A ragione dei molti parametri che contribuiscono alla presenza del radon e della loro interazione, la concentrazione in ambiente *indoor* presenta caratteristiche di elevata variabilità sia spaziale (concentrazioni che possono essere molto diverse in abitazioni anche molto vicine o in locali posti a diversi piani di uno stesso edificio), sia temporale (possibilità di differenze tra livelli diurni e notturni e di variazioni stagionali).

2.4 Tecniche di misura

Esistono diverse tecniche per la misura delle concentrazioni di radon. Sono diversi gli isotopi coinvolti e i tipi di radiazione, quindi si possono sfruttare metodi capaci di misurare sia particelle α o β , sia radiazione γ .

La concentrazione è un parametro che può presentare notevoli fluttuazioni legate al ciclo stagionale delle condizioni climatiche, pertanto, nel caso in cui si voglia fare una misura significativa ai fini della valutazione del rischio reale associato all'esposizione, è necessaria la rilevazione di valori mediati su lunghi periodi oppure la ripetizione delle misure diverse volte in un arco di tempo di almeno un anno. La normativa prevede infatti la misura del valore di concentrazione media annua.

In alcuni casi può essere utile lo studio dell'andamento temporale o un'analisi di dettaglio della distribuzione spaziale delle concentrazioni, come nel caso in cui si vogliano identificare sorgenti o vie di accesso del gas. In questi casi è necessario l'utilizzo di strumentazione che consenta misure rapide e puntuali.

Si possono distinguere i dispositivi di misura in due grandi categorie: attivi e passivi. I dispositivi attivi misurano in modo diretto la radiazione, sono in genere dotati di sistemi di conteggio elettronici, interazione e rivelazione avvengono contemporaneamente. I dispositivi passivi misurano gli effetti prodotti dal decadimento su un materiale atto alla rivelazione con un metodo indiretto, interazione e rivelazione avvengono in fasi distinte. I dispositivi attivi permettono un monitoraggio continuo e quindi una valutazione di dettaglio dell'andamento temporale; i dispositivi passivi consentono misure su tempi molto più lunghi (fino a diversi

mesi), fornendo un unico valore di concentrazione integrata sull'intero intervallo di tempo di misura.

2.4.1 Dispositivi attivi

Rivelatori allo stato solido (semiconduttori)

La misura è effettuata tramite la raccolta elettrostatica sul rivelatore dei prodotti di decadimento del radon.

Camere a ionizzazione

Sfruttano la capacità delle particelle α emesse dal radon e dai suoi prodotti di decadimento di ionizzare l'aria presente in una camera all'interno della quale si genera un campo elettrico.

Camere a scintillazione

L'interno della cella è ricoperto di un materiale (solfuro di zinco nel caso della cella di Lucas) che colpito dalle particelle α emette un certo numero di fotoni, successivamente trasformati in impulsi elettrici e conteggiati.

2.4.2 Dispositivi passivi

Canestri a carboni attivi

Si basano sul processo di adsorbimento del radon sul carbone ed utilizzano la radiazione γ . Possono essere usati per misure di durata inferiore alla settimana.

Dosimetri a termoluminescenza (TLD)

Si basano sulla proprietà di un solido cristallino isolante di emettere luce visibile quando viene riscaldato, dopo essere stato esposto a radiazione ionizzante.

Rivelatori ad elettrete

Sfruttano la capacità delle particelle α emesse dal radon e dai suoi prodotti di decadimento di ionizzare l'aria presente in una camera contenente un disco di teflon caricato elettricamente in precedenza, il quale raccoglie gli ioni prodotti e varia la sua carica complessiva.

Rivelatori di tracce nucleari a stato solido (SSNTD)

Questi dosimetri sono costituiti da film di materiali sensibili all'interazione con le particelle α del radon e dei suoi figli di decadimento, che ionizzano le molecole del materiale provocando un danneggiamento fisico (traccia di decadimento). I rivelatori *LR115* utilizzano come materiale il nitrato di cellulosa, i rivelatori *CR39* un polimero plastico appartenente alla classe dei poliesteri. Dopo l'esposizione, il film viene sviluppato, cioè trattato con un processo chimico o elettrochimico, in modo da rendere maggiormente evidenti le tracce. Quindi viene fatto il conteggio delle tracce mediante metodologie ottiche o elettrostatiche. La densità delle tracce permette di risalire, tramite un fattore di calibrazione, al valore della concentrazione di radon integrata sul tempo di esposizione.



Figura 4. Rivelatore di tracce nucleari *LR115* (figura tratta da [4]).

2.5 Tecniche di mitigazione

Nella realizzazione di nuovi edifici è possibile adottare alcuni semplici accorgimenti per ottenere una bassa concentrazione di radon *indoor*:

- la scelta, ove possibile, di aree con bassa concentrazione di radon nel suolo;

- l'impiego di materiali da costruzione a basso contenuto di radionuclidi naturali e bassa emissione di radon;
- la previsione in fase di progettazione di locali seminterrati (garage, cantine, etc.) naturalmente ventilati.

Nel caso in cui vengano rilevate elevate concentrazioni di radon in edifici già esistenti è opportuno intervenire adottando una o più delle possibili azioni di rimedio. Nella scelta della soluzione più opportuna da adottare è necessario valutare attentamente la situazione locale e le dinamiche che hanno causato l'accumulo del gas. È importante anche la conoscenza delle tecniche edilizie: in particolare la situazione si presenta decisamente diversa nel caso in cui la costruzione sia a platea (diretto contatto con il terreno), dal caso in cui sia presente un vespaio. Alcune tecniche di bonifica possono essere già previste in fase di realizzazione dell'edificio, tanto più nella situazione in cui ci sia un elevato contributo di radon dal suolo.

L'opera di mitigazione può essere realizzata secondo due diversi principi:

- agendo sul gas che si è accumulato in ambiente *indoor*, eliminandolo, allontanandolo o diluendolo con aria esterna;
- intervenendo preventivamente allo scopo di ridurre l'ingresso del radon.

Nel primo caso si possono utilizzare precipitatori elettrostatici, generatori di ioni, tecniche di filtrazione ed adsorbimento. Si può sfruttare la ventilazione naturale (la semplice operazione di apertura delle finestre) o installare impianti di ventilazione forzata dei locali.

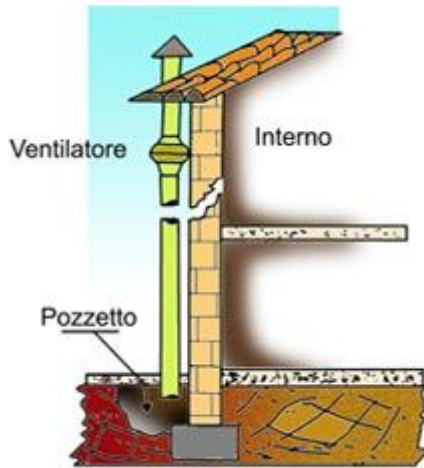
Le tecniche di riduzione dell'ingresso del radon possono essere decisamente più efficaci. Di seguito sono illustrate in modo sintetico quelle maggiormente utilizzate [5].

Sigillatura delle vie di ingresso

Con questo metodo si tenta di chiudere tutte le possibili vie di ingresso. La sigillatura può essere delle fessure, delle giunzioni pavimento-pareti, dei passaggi idraulici e termici, oppure totale, cioè attuata rivestendo l'intera superficie di contatto con il suolo con membrane di materiale plastico impermeabile al radon.

Pressurizzazione dell'edificio

In questo caso si cerca di incrementare la pressione interna dell'edificio, in modo da contrastare la risalita del radon dal suolo. È necessario l'ausilio di un impianto di ventilazione.



Depressurizzazione del suolo

È la tecnica maggiormente consigliata nel caso di concentrazione molto elevata di radon derivante dal suolo. Si tratta di realizzare sotto la superficie dell'edificio un pozzetto (in depressione rispetto al suolo) per la raccolta del gas radon, che poi è allontanato dall'edificio tramite un canale di aspirazione.

Figura 5. Riduzione dell'ingresso di radon tramite depressurizzazione del suolo (figura tratta da [5]).

Ventilazione del vespaio

Questo metodo è utilizzato quando è presente un vespaio al di sotto dell'edificio. Aumentando la ventilazione del vespaio si diluisce il radon presente e di conseguenza meno radon si trasferisce nell'edificio. Si può migliorare la ventilazione naturale del vespaio o applicare un sistema di ventilazione forzata.

Tecnica della parete ventilata [6]

Quando esiste un'intercapedine tra i muri interni ed esterni, i movimenti convettivi naturali o forzati permettono l'allontanamento del gas evitando quindi l'ingresso nell'abitazione.

2.6 Indagini in Italia

Il principale riferimento per le misure di radon *indoor* in territorio italiano è rappresentato da un'indagine svolta nelle 21 regioni dal 1989 al 1998 (Bochicchio et al., 2005), che ha visto coinvolti l'Istituto Superiore di Sanità (ISS), l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le diverse Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA). Sono state monitorate un totale di 5361 abitazioni, distribuite in 232 città, posizionando i rivelatori solitamente nella camera da letto principale. Ogni misura ha durata totale di un anno, suddiviso in due periodi da sei mesi: primavera/estate e autunno/inverno. La

concentrazione media annua nazionale (media pesata per la popolazione di ogni regione) è $70 \pm 1 \text{ Bq/m}^3$. La distribuzione delle concentrazioni medie annuali è approssimativamente log-normale. Le frazioni di abitazioni con una concentrazione di radon che supera i livelli di riferimento di 150, 200, 400 e 600 Bq/m^3 sono rispettivamente 7.7%, 4.1%, 0.9% e 0.2%. I valori medi più alti sono indicati per Lazio, Lombardia, Friuli-Venezia Giulia e Campania (tabella 1). La differenza tra le medie delle regioni è da mettere in relazione alla naturale variabilità spaziale del fenomeno, dovuta principalmente al diverso contenuto di uranio nelle rocce e nei suoli e alla loro differente permeabilità. Un basso livello medio non esclude l'esistenza di aree limitate ad alta concentrazione di radon.

Tabella 1. Quadro riepilogativo dei risultati dell'indagine nazionale (1989 - 1998) sulla concentrazione di radon nelle abitazioni, con suddivisione per regione (Bochicchio et al., 2005). Medie regionali e frazione di abitazioni che in ogni regione supera i due livelli di riferimento indicati dalla Commissione Europea.

Regione	Numero abitazioni	Rn-222 (Bq/m^3) concentrazione media annua	<i>St. error</i> (Bq/m^3)	Abitazioni > 200 Bq/m^3 (%)	Abitazioni > 400 Bq/m^3 (%)
Piemonte	421	69	3	2.1	0.7
Valle d'Aosta	24	44	4	0	0
Lombardia	820	111	3	8.4	2.2
Alto Adige	35	70	8	5.7	0
Trentino	79	49	4	1.3	0
Veneto	364	58	2	1.9	0.3
Friuli-Venezia Giulia	229	99	8	9.6	4.8
Liguria	186	38	2	0.5	0
Emilia-Romagna	369	44	1	0.8	0
Toscana	315	48	2	1.2	0
Umbria	73	58	5	1.4	0
Marche	239	29	2	0.4	0
Lazio	304	119	6	12.2	3.4
Abruzzo	103	60	6	4.9	0
Molise	28	43	6	0	0
Campania	786	95	3	6.2	0.3
Puglia	308	52	2	1.6	0
Basilicata	50	30	2	0	0
Calabria	167	25	2	0.6	0
Sicilia	337	35	1	0	0
Sardegna	124	64	4	2.4	0
MEDIA (pesata per la popolazione regionale)		70	1	4.1	0.9
Totale abitazioni	5361				

Per quanto riguarda il Lazio sono state monitorate 304 abitazioni in 7 città, di cui 175 abitazioni nella città di Roma. La concentrazione media è di $119 \pm 6 \text{ Bq/m}^3$ (la più alta tra le 21 regioni), i livelli di riferimento di 200 e 400 Bq/m^3 (indicati dalla Commissione Europea) sono superati rispettivamente nel 12.2% e 3.4% dei casi.

I rivelatori sono stati collocati a diversi piani di altezza rispetto al piano campagna. La tabella 2 sintetizza i dati distinti in base al piano di misura. Risulta evidente che la concentrazione media diminuisce dal basso verso l'alto. Gli autori affermano che l'effetto del suolo come sorgente di radon può essere chiaramente riconosciuto. Inoltre al piano terra la concentrazione media di 89 Bq/m^3 sale a 104 Bq/m^3 se non si considerano i casi in cui sono presenti piani interrati nell'edificio, scende a 80 Bq/m^3 nel caso opposto. Tuttavia talvolta sono state misurate elevate concentrazioni a piani più alti del primo o del secondo. Questo può indicare un significativo contributo dei materiali da costruzione, come nei casi in cui, soprattutto nell'Italia centrale, sono stati utilizzati blocchetti di tufo.

Tabella 2. Dati dell'indagine nazionale (1989 - 1998) sulla concentrazione di radon nelle abitazioni suddivisi per piano di misura (Bochicchio et al., 2005). Concentrazioni medie e abitazioni che superano i due livelli di riferimento indicati dalla Commissione Europea.

Piano	interrato	terra	1°	2°	3°	4°	$\geq 5^\circ$	totale
Rn-222 (Bq/m^3) concentrazione media	108	89	73	63	56	55	51	71
St. error (Bq/m^3)	14	3	2	2	2	3	2	1
Numero abitazioni	34	1058	2041	1080	473	236	306	5228
Numero abitazioni / totale abitazioni (%)	1	20	39	21	9	5	6	100
Numero abitazioni $> 200 \text{ Bq/m}^3$	4	72	95	24	9	4	0	208
Abitazioni $> 200 \text{ Bq/m}^3$ (%)	12	7	5	2	2	2	0	4.0
Numero abitazioni $> 400 \text{ Bq/m}^3$	0	22	19	3	2	0	0	46
Abitazioni $> 400 \text{ Bq/m}^3$ (%)	0	2	1	0	0	0	0	0.9

Gli autori hanno messo in evidenza la variazione stagionale nei valori di concentrazione di radon *indoor* tramite il rapporto tra la concentrazione media dei sei mesi autunno/inverno e quella dei sei mesi primavera/estate (tabella 3). Le concentrazioni maggiori sono misurate nel periodo invernale; sul totale dei dati il valore medio del rapporto è pari a 1.41. In particolare i valori più alti di tale rapporto si ottengono per le regioni del nord, dove la ventilazione dei locali durante la stagione fredda è presumibilmente piuttosto bassa.

Nel Lazio il valore del rapporto è 0.89, unica regione con concentrazione media più alta in estate. Tuttavia viene riferito che in questo caso i due periodi da sei mesi non corrispondono

esattamente alla suddivisione primavera/estate e autunno/inverno. Si verificano comunque in tutte le regioni casi in cui la concentrazione di radon misurata è maggiore in estate che in inverno. Questo viene attribuito a condizioni locali particolari, come al fatto che i locali possono rimanere chiusi durante il periodo delle vacanze estive, oppure a particolari condizioni microclimatiche che causano un maggiore tasso di esalazione di radon dal suolo all'interno dell'edificio durante il periodo estivo.

Tabella 3. Dati dell'indagine nazionale (1989 - 1998) sulla concentrazione di radon nelle abitazioni: rapporto tra concentrazione autunno/inverno e concentrazione primavera/estate, con suddivisione per regione (Bochicchio et al., 2005).

Regione/Provincia autonoma	Numero abitazioni	(conc.inv.) / (conc.est.)	Deviazione standard
Piemonte	408	1.72	0.61
Valle d'Aosta	24	1.33	0.51
Lombardia	787	1.10	0.61
Alto Adige	35	2.74	1.01
Trentino	79	2.20	1.01
Veneto	105	1.02	0.39
Friuli-Venezia Giulia	226	1.60	0.70
Liguria	167	2.23	1.05
Emilia-Romagna	363	1.77	0.68
Toscana	308	1.87	0.74
Umbria	72	1.24	0.64
Marche	235	1.37	0.73
Lazio	214	0.89	0.43
Abruzzo	98	1.01	0.38
Molise	28	1.78	1.13
Campania	708	1.17	0.74
Puglia	299	1.55	0.70
Basilicata	50	1.29	0.40
Calabria	154	1.26	0.62
Sicilia	251	1.25	0.48
Sardegna	120	1.00	0.37
MEDIA (pesata per la popolazione regionale)		1.41	0.76
Totale abitazioni	4742		

Nel Lazio è attualmente in corso una campagna di misure di radon nelle abitazioni, promossa e realizzata da ISPRA e ARPA Lazio. Nel 2005 sono state monitorate le provincie di Roma e Viterbo. Il monitoraggio delle provincie di Frosinone, Rieti e Latina è in fase di

completamento. Sono state eseguite misure in circa 1000 abitazioni per ciascuna provincia, suddividendo il territorio in griglie 6 x 6 km, con 9 abitazioni monitorate per ogni cella.

2.7 Indagini in Europa

Con lo scopo di preparare un atlante europeo della radiazione naturale, l'*Institute for Environment and Sustainability (IES) – Directorate General Joint Research Centre (DG JRC) – European Commission (EC)* ha condotto un'indagine europea, che vede coinvolti 32 paesi, per valutare gli strumenti e i metodi utilizzati dalle autorità nazionali per definire i livelli di radon nei loro paesi (Dubois, 2005). È stato monitorato un numero di abitazioni compreso tra 1.5 e 2 milioni (tabella 4).

Molti paesi europei hanno adottato regolamenti e fatto notevoli sforzi per l'identificazione delle *radon-prone areas* (aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon) definite dalla *Direttiva 96/29/Euratom*. La notevole fluttuazione dei livelli di radon rende difficoltosa la realizzazione di mappe di rischio. Inoltre quasi tutti i paesi adottano differenti strategie e tecniche di mappatura.

La tabella 5 mostra la stima delle concentrazioni medie annuali misurate nei diversi stati e la percentuale di abitazioni con concentrazione compresa tra 200 e 400 Bq/m³ e maggiore di 400 Bq/m³. Le misure sono state effettuate solitamente al piano terra e concentrate nelle *radon-prone areas*: si tratta quindi di dati a volte parziali e non sempre significativi.

Il *Radioactivity Environmental Monitoring (REM) group – DG JRC – EC* è attualmente impegnato nel lavoro di armonizzazione dei dati di radon provenienti dai diversi paesi europei e nel 2008 sono stati presentati i primi risultati (Dubois et al., 2008). Un primo passo è consistito nella raccolta dei dati, forniti dalle autorità nazionali, riguardanti le misure di radon *indoor* effettuate a piano terra, e successivamente la loro elaborazione su una cartografia europea a maglia 10 x 10 km.

Tabella 4. Indagini dei paesi europei per il monitoraggio del radon (Dubois, 2005). ND = dato non disponibile. *Per la Serbia-Montenegro l'indagine è stata svolta nella sola provincia di Vojvodina.

Paese	Popolazione (x 10 ⁶)	Numero abitazioni monitorate	Campagne <i>soil radon</i>
Albania	3.6	110	ND
Austria	8.2	16000	60
Belgio	10.4	9000	ND
Croazia	4.5	782	38
Cipro	0.8	84	ND
Repubblica Ceca	10.2	150000	9000
Danimarca	5.4	3120	ND
Estonia	1.3	515	566
Finlandia	5.2	73074	400
Francia	60.7	12261	230
Repubblica di Macedonia	2.0	ND	ND
Germania	82.4	> 50000	4019
Grecia	10.7	1277	ND
Ungheria	10.0	15602	ND
Irlanda	4.0	11319	ND
Italia	58.1	5361	ND
Lettonia	2.3	300	ND
Lituania	3.6	400	70
Lussemburgo	0.5	2619	ND
Malta	0.4	90	ND
Olanda	16.4	1846	475
Norvegia	4.6	51925	ND
Polonia	38.6	4098	210
Portogallo	10.6	3317	ND
Romania	22.3	567	ND
Serbia-Montenegro*	10.8	968	ND
Slovacchia	5.4	4019	ND
Slovenia	2.0	2512	ND
Spagna	40.3	5600	ND
Svezia	9.0	500000	> 2000
Svizzera	7.5	55000	ND
Regno Unito	60.4	450000	ND

Tabella 5. Dati delle indagini dei paesi europei sulla concentrazione di radon nelle abitazioni (Dubois, 2005). ND = dato non disponibile. *Per la Serbia-Montenegro l'indagine è stata svolta nella sola provincia di Vojvodina.

Paese	Rn-222 (Bq/m ³) concentrazione media annua	Abitazioni (%) > 200 Bq/m ³ e < 400 Bq/m ³	Abitazioni (%) > 400 Bq/m ³
Albania	ND	ND	ND
Austria	97	8	4
Belgio	48	1.7	0.3
Croazia	68	5.4	1.8
Cipro	19	0	0
Repubblica Ceca	140	10 – 15	2 – 3
Danimarca	53	2.7	0.2
Estonia	60	2 – 2.5	0.3 – 0.5
Finlandia	120	8.7	3.6
Francia	63	6.5	2
Repubblica di Macedonia	ND	ND	ND
Germania	50	2.5	< 1
Grecia	55	2	1.1
Ungheria	ND	5.1	0.8
Irlanda	89	6	1.5
Italia	70	3.2	0.9
Lettonia	ND	ND	ND
Lituania	55	2.5	0.3
Lussemburgo	115	ND	3
Malta	40	0	0
Olanda	23	0.3	0
Norvegia	89	6	3
Polonia	49	1.6	0.4
Portogallo	ND	ND	ND
Romania	45	ND	ND
Serbia-Montenegro*	144	18	4
Slovacchia	108	14	11
Slovenia	87	5.5	2
Spagna	90	4	2
Svezia	108	6 – 7	3 – 4
Svizzera	77	10	7
Regno Unito	20	0.4	0.1

2.8 Quadro normativo di riferimento

La *Raccomandazione 90/143/Euratom* della Comunità Europea ha fissato due livelli di riferimento di concentrazione media annua del radon *indoor*, superati i quali sono raccomandate azioni di risanamento: 400 Bq/m³ per edifici esistenti e 200 Bq/m³ (quale parametro di progetto) per edifici da costruire. La concentrazione di radon negli ambienti domestici non è oggetto di alcuna norma della legge italiana. In materia esistono solo alcune disposizioni regionali.

Il *D. L.vo 230/1995* come modificato dai *D. L.vo 241/2000* e *D. L.vo 257/2001* (recepimento della *Direttiva 96/29/Euratom*) introduce per la prima volta in Italia una disciplina in materia di radioattività naturale. Vengono tutelati gli ambienti di lavoro, gli asili nido, le scuole materne e le scuole dell'obbligo elementare e medie (se ubicati anche in parte in luoghi sotterranei) fissando un livello d'azione pari a 500 Bq/m³ di concentrazione media annua di radon. Viene imposto ai datori di lavoro di misurare il radon in tutti i locali interrati. Inoltre il *D. L.vo 241/2000* impone alle Regioni di giungere entro il 2005 all'individuazione di aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon (le *radon-prone areas* definite dalla *Direttiva 96/29/Euratom*), nelle quali l'obbligo della misura si estende anche ai locali non interrati. Le misure devono essere eseguite da un laboratorio idoneamente attrezzato e le valutazioni di dose alle persone devono essere fatte da un esperto qualificato della radioprotezione.

Per quanto riguarda la Regione Lazio, il riferimento è dato dalla *Legge Regionale n. 14 del 31/03/2005 – Prevenzione e salvaguardia dal rischio gas radon*. Viene previsto un Piano regionale di prevenzione e riduzione dei rischi connessi all'esposizione al gas radon (art. 2), per il quale la Regione si avvale del supporto tecnico-scientifico dell'ARPA, con l'eventuale collaborazione di enti di ricerca, pubblici o privati, con specifica competenza in materia. I principali interventi previsti dal Piano riguardano: delimitazione delle aree e individuazione degli edifici ritenuti a rischio per la salute della popolazione, prescrizioni e accorgimenti *radon-safe* per l'edificazione su aree a rischio, predisposizione di progetti di recupero e risanamento degli edifici a rischio (ad opera dei Comuni, secondo quanto stabilito da art. 4), informazione e divulgazione tra la popolazione dei rischi connessi all'esposizione al gas radon.

2.9 Linee guida e documenti di riferimento

Piano Nazionale Radon (Ministero della Salute, 2002)

Il Piano Nazionale Radon (PNR) consiste in un insieme coordinato di azioni volte a ridurre il rischio di tumore polmonare associato all'esposizione al radon in Italia.

La sua attuazione è prevista esplicitamente dall'accordo tra il Ministro della Salute, le Regioni e le Province Autonome, all'interno del documento "*Linee guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati*" del 27 settembre 2001, pubblicato sul Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 276 del 27 novembre 2001 – Serie generale.

Il PNR è stato preparato nel 2002 da una commissione del Ministero della Salute, comprendente esperti di diversi enti nazionali e regionali, ed ha avuto il parere favorevole del Consiglio Superiore di Sanità e della Conferenza Stato-Regioni.

Alla fine del 2005 il Centro Nazionale per la Prevenzione ed il Controllo delle Malattie (CCM) ha approvato il progetto "Avvio del Piano Nazionale Radon per la riduzione del rischio di tumore polmonare in Italia (acronimo: PNR-CCM)" e ne ha assegnata la responsabilità all'Istituto Superiore di Sanità (ISS). Il responsabile scientifico ne è il Dr. Francesco Bochicchio.

Il progetto PNR-CCM prevede la valutazione dei rischi associati all'esposizione al radon, l'istituzione dell'Archivio Nazionale Radon presso l'ISS, lo sviluppo delle indagini sulla distribuzione territoriale della concentrazioni di radon negli edifici, la messa a punto e l'avvio di un piano di informazione della popolazione e di gruppi specifici, la produzione di linee guida e la predisposizione di adeguamenti normativi.

Il Sottocomitato Scientifico del progetto PNR-CCM ha elaborato una Raccomandazione tecnica applicativa (emanata nel dicembre 2008) sull'introduzione, negli strumenti urbanistici di tutti gli enti preposti alla pianificazione e al controllo del territorio, della prescrizione, per tutti gli edifici di nuova costruzione, di adottare accorgimenti costruttivi finalizzati alla riduzione dell'ingresso di radon ed a facilitare l'installazione di sistemi di rimozione del radon che si rendessero necessari successivamente alla costruzione dell'edificio. Analoga prescrizione è raccomandata per gli edifici soggetti a lavori di ristrutturazione o manutenzione straordinaria che coinvolgano in modo significativo le parti a contatto con il terreno [7]. La Raccomandazione è in fase di recepimento nel Regolamento Edilizio del Comune di Roma.

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, 2003)

In assenza delle linee guida nazionali, la conferenza delle Regioni ha pubblicato nel 2003 un proprio documento per la definizione delle procedure e tecniche di monitoraggio, allo scopo di rendere uniforme la modalità di esecuzione dei rilievi previsti dal D. L.vo 241/2000.

Handbook on indoor radon (WHO, 2009)

Dal 2005 la *World Health Organization (WHO)* ha istituito l'*International Radon Project*, in cui collaborano più di 30 paesi, allo scopo di individuare efficaci strategie per ridurre l'impatto dell'esposizione al radon sulla salute. L'*Handbook on radon indoor* rappresenta il prodotto più recente dell'attività dell'*International Radon Project*.

I più recenti dati scientifici riguardanti i rischi sanitari legati al radon (studi su esposizioni residenziali, più recenti rispetto ai precedenti studi svolti su lavoratori in miniera) evidenziano che la distribuzione del radon *indoor* nella maggior parte dei paesi è ben rappresentata da un modello log-normale: essendo molte persone esposte a livelli bassi e moderati di radon, si pensa che la maggior parte dei tumori siano legati a questi livelli piuttosto che a concentrazioni più elevate. Studi europei (Darby et al., 2005) hanno stimato che l'eccesso di rischio relativo (parametro epidemiologico che indica quanto il livello di rischio tra le persone esposte supera il rischio di persone non esposte) di tumore polmonare, per esposizione ad una concentrazione media di radon a lungo termine di 100 Bq/m^3 , è del 16%. Studi in Nord America e Cina hanno prodotto risultati simili (Krewsky et al. 2005, Lubin et al. 2004). In considerazione di quanto esposto, viene proposto un livello di riferimento di 100 Bq/m^3 , allo scopo di ridurre al minimo il rischio per la salute. Qualora per particolari condizioni questo valore non possa essere raggiunto, il livello di riferimento scelto non dovrebbe essere superiore a 300 Bq/m^3 , che corrisponde approssimativamente alla dose di 10 mSv/anno, in accordo ai recenti calcoli dell'*International Commission on Radiological Protection (ICRP)*.

Il manuale fornisce indicazioni sui dispositivi e le procedure per la misura del radon, sulle opzioni di controllo per la costruzione di nuovi edifici, sulla riduzione del radon nelle abitazioni già esistenti, sulle strategie di comunicazione del rischio radon. Per ultimo vengono fornite le indicazioni per l'organizzazione e lo sviluppo di un programma nazionale sul radon. Le *radon-prone areas* (definite come aree dove una percentuale significativa di abitazioni supera un determinato livello di riferimento) possono essere identificate direttamente usando

misure *indoor* o indirettamente misurando le concentrazioni di radon nel suolo, stabilito che ci sia una correlazione con le concentrazioni nelle abitazioni.

2.10 Activity concentration index (Radiation Protection 112, 1999)

Nel 1999 la Commissione Europea ha pubblicato un documento contenente le linee guida sui principi di radioprotezione riguardanti la radioattività naturale nei materiali da costruzione. In questo documento l'esposizione alla radiazione dovuta ai materiali da costruzione viene divisa in esposizione esterna ed interna (al corpo umano). Quella esterna è causata dalle radiazioni γ dirette. Quella interna è causata dall'inalazione di radon, thoron e dei loro prodotti di decadimento a vita breve.

La concentrazione di radionuclidi nei materiali da costruzione varia significativamente tra e nei Stati Membri, ma il campo di indagine viene ridotto a quelle situazioni in cui il contributo dei materiali da costruzione potrebbe essere importante nel superamento del valore soglia di concentrazione *indoor* di 200 Bq/m^3 . Poiché diversi radionuclidi naturali contenuti nei materiali da costruzione contribuiscono all'esposizione alla radiazione (viene considerata la radiazione γ), per identificare i materiali critici è stato definito un *activity concentration index* (I), che viene calcolato come segue:

$$I = \frac{C_{\text{Ra-226}}}{300 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{\text{Th-232}}}{200 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{\text{K-40}}}{3000 \text{ Bq/kg}} \quad (1)$$

in cui $C_{\text{Ra-226}}$, $C_{\text{Th-232}}$ e $C_{\text{K-40}}$ indicano, rispettivamente, le concentrazioni di attività di ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nei materiali edilizi.

Nel documento viene posta l'attenzione sull'esposizione esterna (radiazione γ) corrispondente a due valori soglia della dose efficace annua:

- 0,3 mSv/y (dose media in ambiente *outdoor*): al di sotto di questo valore i materiali da costruzione sono esenti da restrizioni concernenti la loro radioattività.

- 1 mSv/y: al di sotto di questo valore viene considerato improbabile che la concentrazione di ^{226}Ra nei materiali da costruzione sia a livelli tali da causare una concentrazione di radon *indoor* che superi il valore soglia di 200 Bq/m^3 .

La pericolosità di un dato materiale da costruzione dipende anche da come esso viene adoperato, cioè come materiale strutturale o di rivestimento. In particolare nel secondo caso l'esposizione a radiazioni ionizzanti per la popolazione risulta inferiore. Nel documento vengono fissati i diversi valori limite di *activity concentration index* (I), che i materiali da costruzione, a seconda che vengano usati come materiale strutturale o di rivestimento, non devono superare per rispettare il relativo criterio di dose efficace annua (tabella 6). Il modello teorico utilizzato si basa sulla definizione di una *model room*, di dimensioni $4 \times 5 \times 2.8 \text{ m}$.

Tabella 6. *Activity concentration index* in funzione dei valori soglia della dose efficace annua (Radiation Protection 112, 1999).

Criterio di dose	0,3 mSv/y	1 mSv/y
Materiale strutturale (es. cemento)	$I \leq 0,5$	$I \leq 1$
Materiale di rivestimento	$I \leq 2$	$I \leq 6$

Capitolo 3

Radon: un rischio geologico

3.1 Rocce e suoli sorgenti di radon

Rocce e suoli costituiscono la sorgente principale del radon presente in ambiente *indoor* (Nero, 1989). La valutazione del fattore geologico, nell'ambito della problematica del rischio radon per la salute, si pone quindi come un elemento dal quale sembra quantomeno azzardato poter pensare di prescindere. Questo è invece quanto emerge dalla Raccomandazione tecnica applicativa (dicembre 2008) elaborata dal Sottocomitato Scientifico del progetto PNR-CCM (si veda paragrafo 2.9).

Per capire quale possa essere il modo migliore per valutare il fattore geologico, nei prossimi paragrafi vengono presi in considerazione gli elementi che influenzano la concentrazione di radon nel sottosuolo e il suo rilascio all'interfaccia suolo-atmosfera o suolo-fondazione, distinguendoli in :

- contenuto in elementi precursori;
- coefficiente di emanazione di radon;
- processo di migrazione ed esalazione.

A livello pratico la misura diretta del rilascio di radon all'interfaccia suolo-atmosfera sembrerebbe essere l'indicazione migliore da correlare al potenziale accumulo in ambiente *indoor*. In realtà per la misura diretta di tale parametro sono necessari tempi piuttosto lunghi, pertanto la valutazione del fattore geologico viene solitamente fatta sulla base della concentrazione di attività di radon misurata nel sottosuolo.

Risulta opportuna una precisazione sulla terminologia da adottare. Ci si riferisce al radon solitamente in termini di rischio per la salute e questo è corretto nel caso in cui si valutano le concentrazioni in ambiente *indoor*. Valutando il solo fattore geologico in termini di potenziale contributo di radon, è più corretto riferirsi ad una valutazione del fattore di pericolosità. Chiaramente misure associate di radon *indoor* e radon nel sottosuolo possono fornire un quadro più completo ai fini della valutazione del rischio.

3.2 Contenuto in elementi precursori

Natura del substrato geologico

Il primo fattore che determina il contributo di radon che una roccia, o un suolo che deriva dalla sua alterazione, siano in grado di fornire, è rappresentato dal contenuto in elementi precursori del radon, quindi in uranio e torio, capostipiti delle serie di decadimento radioattivo, e radio, precursore diretto del radon (Sundal et al., 2004). Tale contenuto è determinato in primo luogo dalla natura del substrato geologico e successivamente da tutti quei processi di alterazione delle rocce e trasporto ad opera delle acque, che influenzano la mobilità degli elementi in questione.

Solitamente i litotipi magmatici hanno un maggiore contenuto in elementi precursori del radon. Uranio e torio sono elementi incompatibili e si arricchiscono nel magma al procedere della cristallizzazione. Si concentrano nelle fasi minerali di segregazione tardiva. Quindi se ne riscontra una maggiore abbondanza nei graniti e nelle rocce eruttive acide. Nelle rocce piroclastiche le concentrazioni possono variare molto in funzione del chimismo dei magmi originari.

Per quanto riguarda i litotipi sedimentari, è soprattutto la mobilità geochimica di uranio e torio nell'ambiente di formazione delle rocce che determina la loro concentrazione. L'uranio tende ad essere insolubile in ambiente riducente, questo fa sì che si determinino concentrazioni elevate in rocce ricche in sostanza organica, come le torbe, e negli ambienti anossici in generale, come i depositi lacustri e palustri. Valori elevati di uranio si rinvencono anche in rocce contenenti fosfati, idrocarburi o in alcuni tipi di rocce originate da fanghi marini.

Nelle rocce sedimentarie che si formano da disgregazione di rocce preesistenti e nelle rocce metamorfiche, le concentrazioni di uranio, torio e radio sono influenzate dai contenuti delle rocce originarie [8].

Mobilità geochimica di uranio, torio e radio

La mobilità geochimica dei radionuclidi delle serie di decadimento dell'uranio e del torio dipende dal loro frazionamento durante i processi di alterazione delle rocce. Si possono produrre, nei suoli e nelle acque superficiali, arricchimenti o impoverimenti di radio

(disequilibri radioattivi) rispetto agli altri elementi delle serie di decadimento (Gascoyne, 1992).

Le proprietà termodinamiche di uranio e torio nelle soluzioni acquose sono state abbondantemente studiate (Grenthe et al. 1992; Langmuir & Herman, 1980). In condizioni ambientali (25°C e 1 atm) l'uranio si presenta in due diversi stadi di ossidazione: U^{4+} e U^{6+} . Sotto condizioni riducenti, l'uranio è nella sua forma tetravalente fortemente insolubile e tende a precipitare in uraninite (ossido di uranio). Contrariamente, in condizioni ossidanti l'uranio si trova nel suo stadio di maggior ossidazione U^{6+} , formando in ambienti acquosi lo ione UO_2^{2+} , facilmente complessato con il carbonato e l'idrossido, e inoltre con il fosfato e il fluoruro. Poiché il carbonato è presente nella maggior parte dell'acqua di superficie, il complesso carbonato di uranio $U(CO_3)_3$ diventa il più comune veicolo di trasporto dell'uranio in natura [8]. La formazione di complessi (di tipo organico e inorganico) dell'uranio aumenta significativamente la sua solubilità e la sua mobilità in superficie e nelle acque sotterranee. Il pH è un importante fattore di controllo.

Il torio si trova in natura solo come catione tetravalente ed è considerato molto insolubile ed immobile, per lo meno a $pH > 3-4$. La mobilità e la solubilità del torio può comunque significativamente aumentare attraverso la formazione di complessi di tipo sia organico che inorganico.

Questi frazionamenti e i differenti disequilibri radioattivi sono anche influenzati dall'adsorbimento dei radionuclidi sulle superfici dei minerali e dalla loro reazione con la materia organica, microrganismi e colloidali. L'adsorbimento dei radionuclidi sulla superficie dei minerali è molto importante e può essere un fattore che limita la mobilità dei radionuclidi in superficie e nelle acque sotterranee.

Molti studi confermano la forte affinità della materia organica con i legami dell'uranio e del torio. Tra gli acidi organici nei suoli, l'acido citrico è un legame più debole rispetto agli acidi umici e fulvici. Esistono numerosi meccanismi di accumulo di uranio ad opera dei batteri (Lovley et al., 1991).

L'*alfa recoil* (descritto nel paragrafo seguente) è un altro meccanismo che crea disequilibri radioattivi. In questo caso, il figlio radioattivo è mobilitato dalla sua posizione iniziale mediante l'energia del decadimento α . L'*alfa recoil* può essere un importante modalità di rilascio di torio, radio e radon nelle acque sotterranee (Sun & Semkow, 1998).

3.3 Coefficiente di emanazione di radon

Processo di alfa recoil

L'emanazione è il rilascio di atomi di radon dai granuli minerali nei pori e nelle fratture del materiale. Il radon si genera per decadimento radioattivo del radio che, emettendo una particella α (nucleo di elio), si trasforma in radon. Durante questo processo, in conseguenza dell'emissione della particella α , l'atomo neoformato di radon viene spinto nella direzione opposta (*alfa recoil*). In funzione dell'*alfa recoil*, l'atomo di radon percorre una certa distanza che dipende dal mezzo all'interno del quale esso si muove. Affinché da un minerale comune possa verificarsi emanazione di radon, esso deve formarsi entro i primi $0.02 \div 0.07 \mu\text{m}$ dalla superficie del granulo (Sasaki et al., 2004). Tale è la distanza di *recoil* che un atomo di radon è in grado di coprire all'istante della sua formazione, all'interno di un minerale comune. Il radon che si forma più in profondità rimane imprigionato nel granulo e decade sul posto nei suoi sottoprodotti solidi (figura 6). Se l'atomo di radio viene a trovarsi in prossimità della superficie del granulo e il radon viene proiettato verso l'esterno, esso percorrerà una certa distanza all'interno del poro, pari ad un valore medio di $63 \mu\text{m}$ in aria libera (Sasaki et al., 2004).

Il coefficiente di emanazione rappresenta proprio il rapporto fra il numero di atomi di radon che lasciano il materiale solido e la quantità generata dal campione. Il numero di atomi che lasciano la parte solida è sempre minore del numero di atomi generati (De Martino et al., 1998).

Fattori di influenza del coefficiente di emanazione

In funzione del processo di *alfa recoil*, il coefficiente di emanazione di radon di un materiale subisce l'influenza di alcuni parametri fondamentali: la granulometria, la porosità (efficace), il contenuto d'acqua, la temperatura (Morawska & Phillips, 1993).

Esiste una correlazione inversa tra granulometria e coefficiente di emanazione. Ciò è dovuto al fatto che particelle piccole che occupano un certo volume hanno una superficie esposta totale (superficie di contatto con i pori intergranulari) maggiore rispetto a particelle di maggiori dimensioni che occupano lo stesso volume totale (Tuccimei et al., 2006). Quindi aumenta la probabilità che un atomo di radio si trovi in prossimità della superficie del granulo e aumenta il coefficiente di emanazione.

In relazione alla distanza percorsa dal radon all'interno del poro intergranulare ($63 \mu\text{m}$ in aria libera), diventa importante la dimensione del poro: se il suo diametro è inferiore ai $63 \mu\text{m}$ esiste una buona probabilità che l'atomo di radon attraversi l'intero spazio del poro e venga inglobato all'interno di un granulo adiacente. È evidente quindi che la porosità è un parametro che condiziona fortemente il coefficiente di emanazione. Inoltre il radon è un gas e per potersi muovere ha bisogno di spazi comunicanti tra loro: il parametro di riferimento è quindi la porosità efficace.

Esiste una relazione di tipo diretto tra coefficiente di emanazione e contenuto d'acqua nei pori del materiale (Menetrez & Mosley, 1996). Questo è dovuto alla differenza nella distanza percorsa in acqua e in aria da un atomo di radon che subisce *alfa recoil*. La presenza di acqua comporta un assorbimento parziale dell'energia di *recoil* ed aumenta la probabilità per un atomo di rimanere nello spazio del poro, piuttosto che venire inglobato in un granulo adiacente (figura 6): la distanza media di *recoil* in acqua è di $0.1 \mu\text{m}$ (Sasaki et al., 2004). Dati sperimentali mostrano che un materiale umido presenta valori maggiori del tasso di esalazione di radon rispetto ad un'analisi in condizioni anidre (Tuccimei et al., 2006).

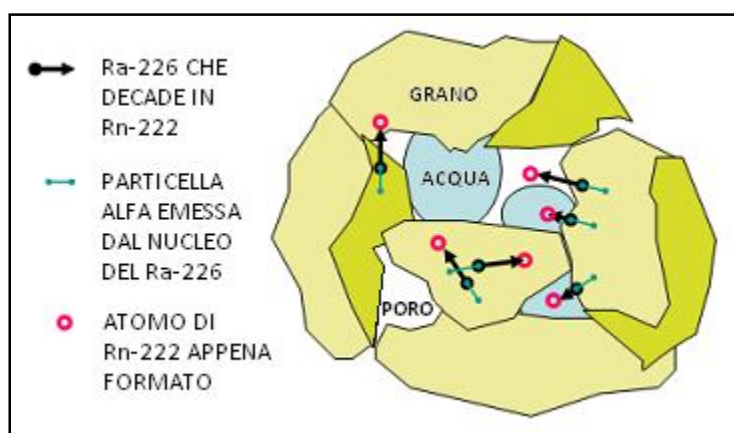


Figura 6. Processo di *alfa recoil*, coefficiente di emanazione di radon e fattori di influenza.

Iskandar et al. (2004), effettuando misure su campioni di suolo essiccati, individuano una correlazione di tipo diretto tra potere di emanazione e temperatura del suolo. Una possibile spiegazione è che con l'aumento della temperatura diminuisce marcatamente l'adsorbimento del radon sulla superficie dei minerali (Stranden et al., 1984).

3.4 Processo di migrazione ed esalazione

Il radon emanato tende a muoversi all'interno di rocce e suoli e a migrare verso l'alto, per essere poi esalato all'interfaccia con l'atmosfera. I processi che spiegano i movimenti del radon sono analoghi a quelli descritti nel paragrafo 2.2 a proposito del suo ingresso in ambiente *indoor*.

In primo luogo si possono generare flussi avvevativi causati da un gradiente di pressione tra suolo e atmosfera. Il gradiente di temperatura tra suolo e atmosfera può a sua volta incidere sulla differenza di pressione. Anche velocità e direzione del vento possono influire sul gradiente di pressione. Inoltre può avere importanza il gradiente verticale di temperatura atmosferica: un ristagno di aria più fredda al suolo può ostacolare l'esalazione di radon all'interfaccia suolo-atmosfera, mentre il trasporto di calore dal suolo verso l'alto provoca il rimescolamento dell'aria, favorendo l'esalazione di radon. Risulta quindi evidente l'influenza dei parametri atmosferici, in particolare pressione barometrica e temperatura dell'aria.

Il meccanismo di diffusione invece può spiegare il movimento del radon in base ad un gradiente di concentrazione del gas tra suolo e atmosfera.

Il processo di esalazione all'interfaccia suolo-atmosfera risulta essere fondamentale nel determinare le concentrazioni di radon nel suolo. Menetrez e Mosley (1996) stimano una riduzione del 75% nel valore di concentrazione di radon nel suolo superficiale a causa dell'esalazione in atmosfera.

Un aumento dell'esalazione di radon in atmosfera potrebbe essere causato dall'aumento della temperatura del suolo, in conseguenza di una maggiore agitazione termica del gas all'interno del suolo e quindi una maggiore probabilità di essere esalato.

Permeabilità

La permeabilità del mezzo all'interno del quale il radon si muove è parametro fondamentale nel determinare la mobilità del gas (Neznal & Neznal, 2005). In funzione della permeabilità del mezzo, a parità di quantità di radon emanata, può variare notevolmente il flusso dal suolo e di conseguenza la concentrazione di *soil radon* (figura 7). La permeabilità di rocce e suoli è determinata dalla porosità interconnessa e dalla granulometria (permeabilità primaria) e può essere incrementata dalla presenza di fratture, discontinuità strutturali, fenomeni carsici (permeabilità secondaria). Avendo a che fare con la mobilità di un gas, la permeabilità è

condizionata in modo significativo anche dal contenuto d'acqua (acqua all'interno dei pori interconnessi) del suolo, a sua volta determinato da una serie di fattori tra cui intensità e distribuzione delle piogge e oscillazione del livello di falda acquifera. L'aumento del contenuto d'acqua di un suolo causa un aumento della concentrazione di radon (incidenza su coefficiente di emanazione), ma avvicinandosi al livello di saturazione si può verificare un improvviso decremento nei valori di concentrazione misurati, causato dalla brusca diminuzione del valore di permeabilità del suolo (Menetrez & Mosley, 1996).

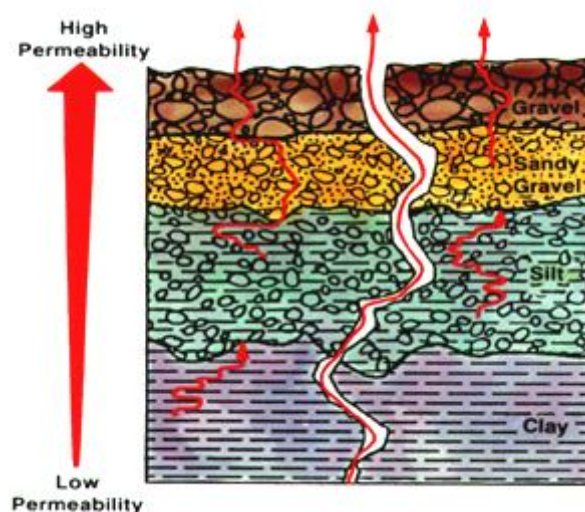


Figura 7. Migrazione del radon in funzione della permeabilità (figura tratta da [9]).

Molto importante è la permeabilità della porzione più superficiale di suolo (Johner & Surbeck, 2001). La presenza di uno strato superficiale a bassa permeabilità crea una condizione prossima a quella di un sistema chiuso: flusso di radon all'interfaccia suolo-atmosfera ridotto al minimo e quindi maggiore possibilità di accumulo del gas all'interno del sistema suolo. La caratteristica di bassa permeabilità superficiale può essere dovuta a diverse cause, che vanno dalle proprietà intrinseche del materiale (ad esempio presenza di uno strato argilloso), ad un contenuto d'acqua prossimo al livello di saturazione, alla presenza di terreno ghiacciato, alla copertura nevosa, di cemento o asfalto (Wiegand, 2001).

Il parametro di interesse, considerando la mobilità di un gas in un mezzo poroso, è la permeabilità intrinseca (k , espressa in m^2), definita come proprietà del mezzo indipendente dalle caratteristiche peculiari del fluido che lo attraversa. Il coefficiente di permeabilità

assoluta (K , espresso in m/s) o conducibilità idraulica, parametro usato nella pratica idrogeologica, è legato alla permeabilità intrinseca dalla relazione (Civita, 2005):

$$K = \frac{k \cdot \gamma}{\mu} \quad (2)$$

in cui:

γ : peso specifico dell'acqua (N/m^3)

μ : viscosità dell'acqua ($\text{Pa}\cdot\text{s}$)

Poiché nelle normali condizioni di giacitura dell'acqua all'interno di un acquifero, γ e μ variano in maniera trascurabile, si può generalmente assimilare K a k (Civita, 2005).

Il radon si diffonde attraverso pori e fratture del suolo e può essere trasportato da correnti d'aria o dall'acqua, nella quale è solubile (coefficiente di solubilità circa 0.25 a 20°C). La solubilità del radon in acqua è funzione della temperatura: più è fredda l'acqua, maggiore è la solubilità del radon, ciò significa che in falde fredde profonde l'acqua può solubilizzare grosse quantità di radon, che possono essere poi rilasciate a livello superficiale quando la temperatura si alza.

Una serie di altri fattori, possono influenzare fortemente la migrazione del radon. La presenza di fratture e discontinuità strutturali dà luogo ad un trasporto diverso del gas rispetto al lento movimento attraverso i pori del materiale: in questo caso il radon risale con maggiore velocità verso l'interfaccia con l'atmosfera. Inoltre si può verificare un incremento nei valori di radon sia in termini di concentrazione nel suolo, sia di flusso superficiale: infatti la presenza di discontinuità può rendere possibile un apporto di radon proveniente da aree più profonde. La presenza di altri gas, quali anidride carbonica (CO_2), acido solfidrico (H_2S) o metano (CH_4), può favorire un ulteriore aumento delle quantità di radon di origine profonda, in quanto essi possono fungere da convogli gassosi trasportatori del radon (*gas carrier*). Questi aspetti possono caratterizzare aree ad attività idrotermale e manifestazioni vulcaniche tardive, dove aumenta la possibilità di circolazione e risalita di fluidi profondi (Carapezza et al., 2010).

La presenza di cavità nel sottosuolo, di origine sia naturale, sia antropica, può incidere in diversi modi sulle dinamiche del gas radon. Innanzitutto un volume vuoto può permettere uno spostamento più veloce del radon; inoltre le cavità possono rappresentare situazioni di elevato

accumulo. D'altra parte misurando in prossimità di una cavità potrebbe anche verificarsi una diminuzione dei valori di radon, sia perché si ha una minor quantità di materiale sorgente, sia perché la cavità potrebbe costituire una via di fuga che allontana il gas.

3.5 Variabilità spaziale e temporale del *soil radon*

L'emanazione, la migrazione e l'esalazione del radon nel sistema suolo sono dipendenti dalle numerose variabili di influenza illustrate nei paragrafi precedenti, che nella maggior parte dei casi agiscono contemporaneamente, mascherando a vicenda il loro effetto. Ne deriva che la concentrazione di radon nel suolo è un parametro che presenta una significativa variabilità sia nello spazio, sia nel tempo.

Per quanto riguarda la variabilità spaziale, un primo importante elemento è la distanza dall'interfaccia con l'atmosfera, laddove si verifica il rilascio del gas. Trascurando l'influenza di tutti gli altri fattori, l'aumento della distanza dall'interfaccia suolo-atmosfera fa registrare di solito un incremento nei valori di concentrazione. L'influenza della dispersione del radon in atmosfera e l'aumento del valore di *soil radon* ad essa dovuta, si manifestano fino ad una profondità di almeno $1.5 \div 2$ m dal piano campagna. Menetrez e Mosley (1996) stimano che, a causa dell'esalazione in atmosfera, il valore di concentrazione di radon nel suolo subisca una riduzione del 75% nel suolo superficiale e del 35% alla profondità di 2 m. Jönsson (2001) descrive un aumento della concentrazione di radon in un suolo morenico fino alla profondità di 2 m e stima che il valore a 1 m sia circa il doppio del valore a 0.5 m. Un risultato simile è ottenuto da misure effettuate in suolo a matrice sabbiosa (Kristiansson & Malmqvist, 1982).

La variabilità areale del *soil radon* è notevole: due punti posti a breve distanza possono avere valori di concentrazione molto differenti, a parità di substrato geologico e condizioni atmosferiche di influenza. Oliver e Badr (1995), utilizzando un approccio di tipo geostatisco, individuano variazioni sostanziali del *soil radon* ad un intervallo di campionamento inferiore ai 20 m. Winkler et al. (2001), usando una griglia di campionamento di 20 x 20 m, determinano un coefficiente di variazione del 26% a 0.5 m di profondità, e del 13% a 1 m. Neznal et al. (1996) riscontrano un'elevata variabilità per punti di campionamento distanti tra

loro 2 m. Questo evidenzia ancora una volta come i molti fattori di controllo e l'estrema eterogeneità naturale di rocce e suoli influenzino pesantemente il parametro radon.

La variabilità temporale nei valori di concentrazione di *soil radon* è legata ai parametri atmosferici e di conseguenza alle condizioni del suolo, quali contenuto d'acqua e temperatura, che incidono a loro volta sul grado di compattazione e quindi sulla permeabilità. Risulta pertanto evidente che l'entità della variazione nel tempo del valore di concentrazione di radon è funzione della velocità e del grado con cui variano nel tempo i parametri di influenza. La variabilità del *soil radon* può essere significativa già su un intervallo di pochi giorni ed è generalmente considerevole a scala stagionale. Alcuni autori (Winkler et al., 2001) registrano i massimi valori di concentrazione nei mesi invernali, altri (Al-Shereideh et al., 2006) durante il periodo estivo, in quest'ultimo caso giustificando il minor valore invernale di radon con la sua dissoluzione in un maggiore quantitativo di acqua presente nel suolo.

Schubert e Schulz (2002) hanno studiato le variazioni a breve termine (giornaliere) del *soil radon*, in funzione del gradiente di temperatura suolo-atmosfera, della velocità del vento e della pressione atmosferica (contenuto d'acqua del suolo costante). Variazioni significative di *soil radon* sono state rilevate nello strato più superficiale di suolo in funzione dell'inversione del gradiente di temperatura suolo-atmosfera, mentre le variazioni all'interfaccia suolo-atmosfera sono giustificate dall'interazione del gradiente di temperatura con la velocità del vento. Non è stata osservata nessuna influenza della pressione atmosferica. A 30 cm dal piano campagna e a profondità maggiori le variazioni giornaliere di *soil radon* sono trascurabili.

3.6 Flusso di radon dal suolo

La misura del flusso di radon all'interfaccia suolo-atmosfera fornisce, rispetto alla misura della concentrazione nel suolo, un parametro correlabile in modo più diretto al potenziale accumulo in ambiente *indoor*. Per ottenere valori significativi di flusso superficiale sono necessari tempi d'osservazione maggiori (da alcune ore ad alcuni giorni) e monitoraggio in continuo. Pertanto la procedura può essere di notevole interesse in termini di studio e comprensione del fenomeno (quantificazione delle variazioni della quantità di radon rilasciata dall'unità di superficie nell'unità di tempo, in funzione del cambiamento dei parametri

atmosferici), ma meno conveniente nell'utilizzo pratico per la valutazione del fattore di pericolosità.

Nel lavoro di Voltaggio et al. (2006) viene proposta una metodologia per la valutazione del flusso potenziale massimo di radon dal suolo, utilizzando misure in spettrometria γ dell'attività di ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , e la misura dei principali parametri del suolo che influenzano l'emanazione di radon.

3.7 Radon: un rischio geologico

Il *Radioactivity Environmental Monitoring (REM) group – DG JRC* della Comunità Europea, nell'ambito del lavoro di armonizzazione dei dati di radon provenienti dai diversi paesi europei (Dubois et al., 2008), definisce la mappatura di radon come la più grande sfida, illustrando i due possibili approcci. Da una parte un approccio di tipo geologico che analizza il *soil radon* e i parametri ad esso associato, fornisce un rischio potenziale. Dall'altra parte una mappatura che si basa sulle misure di radon *indoor* fornisce il rischio effettivo nelle abitazioni esistenti.

Nell'*Handbook on indoor radon (WHO, 2009)* le *radon-prone areas* vengono definite come aree dove una percentuale significativa di abitazioni supera un determinato livello di riferimento. Viene indicato che esse possono essere identificate direttamente usando misure *indoor* o indirettamente misurando le concentrazioni di radon nel suolo, stabilito che ci sia una correlazione con le concentrazioni nelle abitazioni.

Se la misura della concentrazione di radon *indoor* fornisce un rischio effettivo per la salute, è bene mettere in evidenza che una mappatura di aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon, basata sulle sole misure di radon *indoor*, definisce esclusivamente il rischio nelle abitazioni esistenti, lasciando ampia incertezza sul potenziale rischio per le abitazioni di futura realizzazione.

L'approccio di tipo geologico consente di definire il solo fattore di pericolosità. Stante l'ovvia impossibilità di determinare a priori il rischio effettivo per abitazioni non ancora realizzate, l'approccio di tipo geologico fornisce un dato utilizzabile in modo più diretto ed efficace in termini di rischio potenziale per le abitazioni di futura realizzazione. Si faccia ad esempio il

caso di un lotto di terreno da edificare. Per definire in qualche modo il rischio potenziale si possono fare misure di radon *indoor* in abitazioni limitrofe già esistenti, oppure misurare la concentrazione di radon e i parametri del suolo nel sito esatto di edificazione. Nel primo caso entrano in gioco parametri costruttivi e dinamiche ad essi legate, che variano per ogni abitazione; inoltre non ci si pone nel punto esatto dove sorgerà l'edificio (la variabilità spaziale del radon nel suolo può essere significativa anche per brevi distanze). Nel secondo caso si dispone di un dato geologico certo e ubicato esattamente dove la struttura verrà costruita.

3.8 Esempi di approccio geologico

Nell'ambito dell'indagine svolta dall'*Institute for Environment and Sustainability (IES) – DG JRC*, per valutare gli strumenti e i metodi utilizzati dalle autorità nazionali per definire i livelli di radon (Dubois, 2005), su 32 paesi europei coinvolti nell'indagine, solo 11 di essi hanno fornito dati relativi ad un approccio anche geologico al problema (campagne di misura di *soil radon*). Tra i paesi più attivi in tal senso figurano Repubblica Ceca, Germania e Svezia, mentre l'Italia non ha fornito alcun riscontro.

In Germania viene utilizzata una mappa della distribuzione regionale delle concentrazioni di radon nel suolo ad un metro di profondità. Tale mappa viene utilizzata per la stima delle concentrazioni di radon nelle abitazioni, considerando che il valore della concentrazione *indoor* rispetto a quella nel suolo è solitamente compreso tra l'1 e il 5 ‰ [10].

Nel lavoro pubblicato sulla rivista *Czech Geological Survey Special Papers*, Neznal et al. (2004) illustrano un metodo che si basa sulla definizione di un *radon index* per ogni sito di costruzione. L'indice è ricavato da misure puntuali di concentrazione di radon e permeabilità intrinseca del suolo, svolte prima dell'edificazione, e viene utilizzato per definire il grado di protezione dal radon che un edificio necessita per essere messo in opera su quel sito. Nella Repubblica Ceca un decreto ministeriale del 1991 ha stabilito che dettagliate misure di radon sono obbligatorie per le aree di pianificazione urbanistica (Neznal et al., 1996).

Johner e Surbeck (2001) utilizzano concentrazione di radon e permeabilità intrinseca del suolo misurate in circa 40 perforazioni in prossimità di abitazioni, per definire un *radon availability index*, il cui valore viene correlato con le concentrazioni *indoor* rilevate.

Stabilito il potenziale contributo che un substrato geologico può fornire in termini di radon, due abitazioni costruite sullo stesso sito possono avere livelli di concentrazione *indoor* molto differenti, in funzione di diversi parametri edilizi. Nel lavoro di Gunby et al. (1993) viene stimata l'influenza di una serie di parametri costruttivi e delle abitudini di vita degli abitanti, attribuendo ad ogni fattore un peso (valore numerico) nel determinare la concentrazione di radon *indoor*: tipo di infissi, materiali da costruzione, tipologia di edificio, opere di impermeabilizzazione, tipo di pavimento e quota rispetto al suolo del locale di misura, frequenza di apertura delle finestre.

Åkerblom (2008) propone l'utilizzo di un'equazione per stimare la concentrazione di radon *indoor* attesa sulla base del tasso di esalazione dal suolo.

In Svezia dal 1982 la *Swedish Radiation Protection Authority* ha introdotto una raccomandazione per la classificazione dei terreni in tre categorie di rischio radon, per ognuna delle quali sono richieste tecniche costruttive diverse (tabella 7).

Tabella 7. Raccomandazione della *Swedish Radiation Protection Authority* per la classificazione dei terreni in relazione al rischio radon *indoor*. La profondità di riferimento per la concentrazione di radon nel suolo è 0.8 ÷ 1 m (Dubois, 2005).

Classe di rischio	Concentrazione <i>soil radon</i> (Bq/m ³)	Tecniche costruttive richieste
<i>High risk</i>	> 50000	<i>Radon safe construction</i> (fondazione in calcestruzzo più spessa e rinforzata o ventilazione al di sotto della fondazione)
<i>Normal risk</i>	10000 ÷ 50000	<i>Radon protective construction</i> (nessuna fessura o apertura evidente nella fondazione)
<i>Low risk</i>	< 10000	Tradizionali

Gli USA hanno prodotto una mappa del radon che si basa sulla combinazione di misure *indoor*, caratteristiche geologiche, campagne aeree di rilevamento della radioattività, permeabilità dei suoli e tipo di fondazione (USEPA, 1993).

In Italia un riferimento in termini di approccio geologico al problema rischio radon *indoor*, può essere la *Determina n.81/08 del 26/04/08* del Comune di Marino (Roma), che prescrive l'obbligo di misure di concentrazione di radon nel terreno (alla profondità di 0.8 m dal piano

campagna) prima che venga edificato. Di seguito alcuni punti significativi del testo della determina.

“Il numero dei rilievi da eseguire sarà non inferiore a 4 per ettaro e comunque non inferiore a due in caso di minore estensione delle superfici da investigare. [...] I lavori da effettuarsi sotto il piano di campagna e/o piano stradale potranno essere iniziati senza ulteriori atti, qualora il valore di concentrazione di radon nei gas interstiziali del suolo sia inferiore a 60 Bq/l = 60000 Bq/m³. [...] Qualora la concentrazione rilevata nel suolo sia superiore a 60 Bq/l dovranno essere messe in opera tecniche adeguate per limitare al massimo il passaggio dei gas dal suolo agli edifici attraverso le opere fondali, le tubazioni ed il piano di calpestio al contatto con il suolo stesso.”

3.8.1 Neznal et al. (2004)

Nell’ambito del *Radon Programme of the Czech Republic*, gli autori propongono un metodo per la classificazione dei siti di costruzione tramite un indice di radon. Il *radon index (RI)* fornisce un’indicazione del potenziale rilascio di radon dal suolo di un determinato sito di costruzione, ed è numericamente definito tramite un altro parametro, il *radon potential (RP)*, nel seguente modo:

$$RP = \frac{C_A - 1}{-\log k - 10} \quad (3)$$

in cui:

C_A : concentrazione di attività del radon (kBq/m³) nel suolo, alla profondità di 0.8 m

k : permeabilità intrinseca (m²) misurata alla profondità di 0.8 m

Se $RP < 10$ il RI è basso, se $10 \leq RP < 35$ il RI è medio, se $RP \geq 35$ il RI è alto.

Ad ogni edificio di futura realizzazione è attribuito un *radon index of the building (RB)*, che esprime il grado di protezione dalle radiazioni di cui l’edificio necessita. Tale grado di protezione dipende dalle caratteristiche del suolo e dal tipo di fondazione.

Viene indicato che per un'area di estensione pari o minore di 800 m^2 , sono necessari almeno 15 punti di misura. Per un'area di maggiore estensione il campionamento deve avvenire con una griglia di $10 \times 10 \text{ m}$. In aree ad elevata concentrazione di radon è raccomandato un campionamento con griglia $5 \times 5 \text{ m}$.

La classificazione del sito di costruzione è basata sulla valutazione dei valori di concentrazione di radon misurati e sulla loro distribuzione. Per ogni sito si deve ottenere un unico valore di *soil radon*: viene utilizzato il metodo del terzo quartile (75% del *data set*). Avendo a disposizione un *data set* di N misure di *soil radon* effettuate, ordinate per valore crescente, il terzo quartile corrisponde al valore della misura $N_{75} = (0.75 N + 0.25)$, con approssimazione di N_{75} al vicino numero intero più basso. Se il *data set* non è omogeneo, il sito può essere diviso in aree più piccole a *data set* omogeneo, per ognuna delle quali si ottiene un valore di *soil radon* con il metodo del terzo quartile. All'intero sito deve essere infine attribuito il valore corrispondente al terzo quartile più alto. Il metodo del terzo quartile diminuisce l'influenza di un valore fuori scala o di anomalie locali.

La permeabilità intrinseca è misurata negli stessi punti e alla stessa profondità del *soil radon*. Per ottenere il valore di riferimento della permeabilità per l'intero sito di costruzione, si segue lo stesso procedimento illustrato per la concentrazione di radon (metodo del terzo quartile). Nel caso non sia possibile la misura diretta, la permeabilità può essere stimata (descrizione macroscopica del profilo del suolo, stima della frazione fine) distinguendola in bassa, media, alta. Una corrispondenza tra i valori misurati e la stima della permeabilità intrinseca è riportata in tabella 8.

Tabella 8. Classi di permeabilità intrinseca (Neznal & Neznal, 2005).

Permeabilità alta	$k > 4.0 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$
Permeabilità media	$4.0 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2 \geq k \geq 4.0 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$
Permeabilità bassa	$k < 4.0 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$

Se si dispone di valori numerici misurati, sia per la concentrazione di radon nel suolo, sia per la permeabilità intrinseca, si può calcolare il valore di *RP* del sito di costruzione tramite l'equazione (3), usando i valori ottenuti con il metodo del terzo quartile. Nel caso in cui la permeabilità intrinseca sia solo stimata, viene valutato il *RI* usando la tabella 9, in cui il valore di concentrazione di radon nel suolo è ottenuto con il metodo del terzo quartile.

Tabella 9. Valutazione del *radon index* (*RI*) con permeabilità intrinseca stimata (Neznal et al., 2004).

Categoria di <i>RI</i>	Concentrazione di radon (C_A) nel suolo (kBq/m^3)		
basso	$C_A < 30$	$C_A < 20$	$C_A < 10$
medio	$30 \leq C_A < 100$	$20 \leq C_A < 70$	$10 \leq C_A < 30$
alto	$C_A \geq 100$	$C_A \geq 70$	$C_A \geq 30$
	bassa	media	alta
	permeabilità intrinseca		

Avendo a disposizione un *data set* di misure per una determinata area, è anche possibile utilizzare il valore di *RP* calcolato per ogni punto di misura, per creare una mappatura che consenta di visualizzare la distribuzione spaziale del parametro.

3.8.2 Johner & Surbeck (2001)

Gli autori utilizzano i dati di circa 40 perforazioni in prossimità di abitazioni di cui si è misurata la concentrazione di radon *indoor*. Per ogni perforazione vengono fatte misure di concentrazione di radon e permeabilità intrinseca ogni 0.5 m secondo un profilo verticale a partire dalla superficie. La migliore classificazione può essere ottenuta prendendo il più alto valore del *RAI* (*radon availability index*) di ogni profilo. Correlando graficamente i valori di radon *indoor*, *soil radon* C_{Rn} (espresso in Bq/m^3) e permeabilità intrinseca k (espressa in m^2), viene definito il *RAI* dalla seguente equazione:

$$RAI = C_{Rn} \cdot \sqrt{k} \tag{4}$$

in modo tale che un valore del *RAI* pari a 0.2 Bq/m^2 rappresenti la soglia che divide le abitazioni con concentrazione di radon *indoor* superiore a 200 Bq/m^3 ($RAI > 0.2 \text{ Bq/m}^2$), da quelle con concentrazione inferiore a 200 Bq/m^3 ($RAI < 0.2 \text{ Bq/m}^2$).

Inoltre viene proposta un'altra possibile definizione del *RAI*, che prende in considerazione il rapporto tra la permeabilità intrinseca (k) misurata alla stessa profondità di rilievo della concentrazione di radon e la permeabilità intrinseca dello strato più superficiale di suolo (k_{top}):

$$RAI_2 = C_{Rn} \cdot \sqrt{k/k_{top}} \quad (5)$$

La permeabilità intrinseca superficiale è un importante parametro da considerare per una migliore comprensione dei meccanismi di trasporto del radon e dell'influenza della pioggia.

3.8.3 Åkerblom (2008)

L'autore propone l'utilizzo di un'equazione con la quale è possibile prevedere la concentrazione di radon *indoor* di un edificio fondato su un terreno che presenta un tasso di esalazione di radon noto:

$$C_b = \frac{C_g \cdot L}{(\lambda + n) \cdot V} \quad (6)$$

in cui:

- C_b : concentrazione di radon *indoor* attesa (Bq/m^3)
- λ : costante di decadimento del Rn-222 ($0.00755 h^{-1}$)
- n : numero di ricambi d'aria all'ora nell'ambiente *indoor* (h^{-1})
- V : volume dell'ambiente *indoor* (m^3)
- C_g : concentrazione di radon nell'aria in ingresso proveniente dal suolo (Bq/m^3)
- L : flusso di aria in ingresso (m^3/h)

3.8.4 Voltaggio et al. (2006)

A partire da uno studio svolto nel Lazio settentrionale, gli autori propongono una metodologia per la valutazione del massimo flusso potenziale diffusivo di radon dal suolo, da utilizzare per la realizzazione di mappature anche al di fuori dell'area di indagine. Per la determinazione del flusso di radon (J), vengono utilizzate le seguenti equazioni:

$$J = \eta \cdot \rho_P (1 - \varphi) \cdot {}^{226}\text{Ra} \cdot \sqrt{\lambda_{\text{Rn}} \cdot D_{0,\text{Rn}} \cdot e^{-(6\varphi \cdot R_S + 6R_S^{14}\varphi)}} \quad (7)$$

$$\eta = 0.0154 \cdot \frac{{}^{226}\text{Ra}}{{}^{40}\text{K}} \cdot \varphi + 0.0365 \quad (8)$$

$$R_S = \rho_P (1 - \varphi) \left(\frac{w}{\rho_w \cdot \varphi} \right) \quad (9)$$

in cui:

- η : coefficiente di emanazione di radon
 ${}^{226}\text{Ra}$ e ${}^{40}\text{K}$: concentrazioni di attività misurate in spettrometria γ
 φ : porosità del suolo
 ρ_P : densità della frazione minerale del suolo
 λ_{Rn} : costante di decadimento del radon
 $D_{0,\text{Rn}}$: coefficiente di diffusione del radon in aria (0.864 m²/d)
 R_S : grado di saturazione (in acqua) del suolo
 ρ_w : densità dell'acqua
 w : frazione in peso di acqua nel suolo

Il massimo flusso potenziale diffusivo di thoron dal suolo può essere calcolato allo stesso modo.

Capitolo 4

Valle della Caffarella: soil radon test-site

4.1 Obiettivi della ricerca e scelta del sito

L'indagine presentata in questo documento si colloca all'interno di un più ampio ambito di ricerca che vede impegnato il gruppo di lavoro della Prof.ssa Paola Tuccimei dell'Università degli Studi "Roma Tre": lo studio del gas radon nei suoi diversi campi di applicazione. Affrontando la problematica del radon come rischio per la salute pubblica, è nata l'esigenza di portare avanti uno studio che partisse da un approccio di tipo geologico, dal momento che i recenti sviluppi sia in ambito di ricerca, sia di legislazione, in Italia (vedere paragrafi 2.8 e 2.9) sembrano trascurare quasi totalmente questo aspetto. Pertanto l'attenzione andava posta sulla sorgente principale del radon che si accumula in ambiente *indoor*: il substrato geologico, rocce e suoli contenenti uranio e torio. Si è deciso quindi di avviare una ricerca sul territorio, analizzando le dinamiche che entrano in gioco dal momento della generazione del radon, al suo ingresso ed accumulo negli edifici, focalizzando sull'elemento suolo. Per far questo si è scelto di operare all'interno del territorio comunale di Roma, laddove il fattore di pericolosità rappresentato dal substrato geologico con il suo potenziale rilascio di radon, si va ad incontrare con l'elemento antropico rappresentato dal tessuto urbano, dando luogo al rischio per la salute.

La valle della Caffarella, formata dal fiume Almone, rappresenta, con un'estensione di circa 200 ettari, una delle maggiori aree verdi all'interno della città, e costituisce la parte del Parco Regionale dell'Appia Antica più prossima al centro di Roma (figura 8). L'area, collocata nel quadrante SE del territorio comunale, è compresa tra le Mura Aureliane, la via Latina, la via dell'Almone, la via Appia (Antica, Nuova e Pignatelli), e ricade all'interno dell'elemento 374113 (scala 1:5000) del foglio 374 Roma della Carta Tecnica Regionale del Lazio. Il substrato geologico è costituito in prevalenza da depositi alluvionali recenti e dai prodotti dell'attività vulcanica dei Colli Albani.

La caratteristica di “zona naturale” facilmente accessibile e prossima ad area urbanizzata, e la natura del substrato geologico, fanno della valle della Caffarella un sito particolarmente adatto allo svolgimento di uno studio sul *soil radon* in relazione al rischio in ambiente *indoor*.

A partire dal dicembre 2007 è stato avviato un lavoro di monitoraggio delle concentrazioni di radon nel suolo e di una serie di parametri correlati. L’area indagata rappresenta un settore limitato della valle della Caffarella, nelle vicinanze del “Casale della Vaccareccia” e tra il casale e la via Latina, a partire dalla quale si sviluppa il quartiere Appio Latino.

Nei paragrafi seguenti viene presentato un inquadramento geologico dell’area di interesse, partendo da una descrizione dell’attività vulcanica che ha dato luogo ai prodotti che caratterizzano la valle della Caffarella.

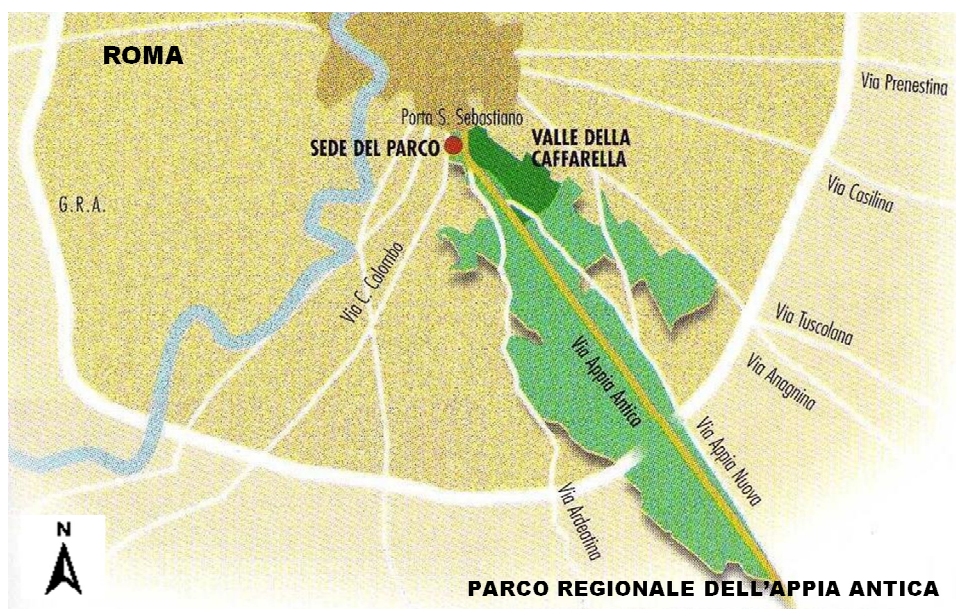


Figura 8. Valle della Caffarella (in verde scuro) compresa nel Parco Regionale dell’Appia Antica (figura tratta da [11], modificata).

4.2 Attività vulcanica dei Colli Albani

Il vulcano dei Colli Albani è il più meridionale dei distretti vulcanici a struttura centrale presenti nella regione Lazio ed occupa una posizione particolarmente significativa nell'ambito dell'assetto strutturale della catena appenninica. Il distretto vulcanico sorge a S delle unità meso-cenozoiche alloctone dei Monti della Tolfa, a N della piattaforma carbonatica mesozoica dei Monti Lepini ed in prossimità delle successioni meso-cenozoiche dei Monti Prenestini e Tiburtini. Esso si è sviluppato al di sopra di un substrato sedimentario costituito da unità delle successioni pelagiche mesozoiche con testimonianze di una transizione esterna nelle parti più meridionali (Funicciello & Parotto, 1978).

Il vulcano dei Colli Albani inizia la sua attività circa 600 ka ed è attualmente quiescente. Il chimismo dei prodotti dei Colli Albani è fortemente mafico, ricco in potassio e sottosaturo in silice. Tuttavia il vulcano ha avuto attività di tutti i tipi, da parossismo esplosivo pliniano, a eruzioni di tipo stromboliano e hawaiano, ad attività effusiva, includendo eventi freatomagmatici a grande e piccola scala.

Il primo periodo di attività, denominato periodo del "Vulcano Laziale", dura da circa 600 ka a 355 ka. Durante questo periodo l'attività è in prevalenza esplosiva, con un tasso eruttivo medio di $1 \text{ km}^3/\text{ka}$. Almeno 7 ignimbriti di volume da medio a grande, sono eruttate e messe in posto su un'area maggiore di 1600 km^2 . L'attività dà luogo all'edificio del Vulcano Laziale, costituito da un complesso calderico di circa $8 \times 8 \text{ km}^2$ e da una struttura ignimbritica dalla geometria a scudo. L'attività del Vulcano Laziale può essere suddivisa in una "successione dei Tufi Pisolitici" (circa $600 \div 500 \text{ ka}$), nella quale le ignimbriti sono dominate da un freatomagmatismo su larga scala, associato alla probabile presenza di un primo lago calderico, e una sovrastante "successione di Pozzolane e Tufi", nella quale le ignimbriti mostrano una dominante frammentazione magmatica, probabilmente come risposta al progressivo esaurimento del lago calderico. Le maggiori ignimbriti sono eruttate con un intervallo medio di circa 40 ka. Dopo ogni eruzione parossistica, l'attività è in prevalenza effusiva e meno esplosiva, concentrata lungo sistemi di frattura peri-calderici, formando un complesso di coni di scorie e dorsali di lava, insieme con eruzioni maggiormente esplosive da aperture intracalderiche (Giordano et al., 2010). L'eruzione più importante del Vulcano Laziale porta alla messa in posto di un'imponente unità in colata piroclastica (nota come "Pozzolane Rosse"), che raggiunge anche i 90 m di spessore, con volume minimo di materiale

emesso di circa 38 km³ (De Rita et al., 1988). L'ultima grande eruzione del Vulcano Laziale si verifica circa 355 ka, con la messa in posto delle ignimbriti dell'unità di "Villa Senni".

In seguito a questa eruzione e in conseguenza del collasso dell'area calderica e peri-calderica, ha origine il complesso Tuscolano-Artemisio (sistema di fratture peri- ed extra calderico), composto in prevalenza da conici di scorie e lave, insieme con la formazione dello strato-vulcano intracalderico delle Faete. Questi edifici sono messi in posto tra circa 355 ka e 180 ka, intervallo denominato periodo del "Tuscolano-Artemisio-Faete". Durante questo periodo, benché l'attività sia simile a quella del Vulcano Laziale, si verifica una significativa diminuzione (di un ordine di grandezza) nel tasso eruttivo medio (circa 0.1 km³/ka), che può essere collegata ad una consistente riduzione nella profondità di ricarica della camera magmatica, giustificando l'assenza di eruzioni ignimbritiche successive ai 355 ka. L'attività peri-calderica inizia lungo il sistema di fratture ad anello nel settore N ed E (Tuscolano-Artemisio), e a partire da circa 300 ka migra progressivamente verso N in area extracalderica (settore Pantano Borghese), e verso W nel settore delle fratture peri-calderiche di S. Maria delle Mole (figura 9). L'attività di questi ultimi sistemi di fratture termina quasi simultaneamente a quella dello strato-vulcano intracalderico delle Faete, tra circa 280 ka e 250 ka. In seguito l'attività in area peri-calderica migra verso S (settore di Monte Due Torri), e nella sua ultima fase si interdigita (tra circa 200 e 180 ka) con prodotti freatomagmatici, che diventano dominanti nell'attività più recente del vulcano dei Colli Albani.

A partire da circa 200 ka, durante quello che viene denominato periodo della "Via dei Laghi", il settore più a W dell'area peri-calderica è luogo di ripetute eruzioni freatomagmatiche di volume ridotto o estremamente ridotto, con la formazione di *maar* sia monogenici sia poligenici, il cui complesso è denominato "Via dei Laghi *maar field*". Il più recente è il *maar* poligenico di Albano, che si forma successivamente a circa 70 ka, da almeno 7 eruzioni in migrazione da NW a SE, lungo una linea di frattura di circa 3.5 km. L'ultima eruzione del *maar* è più recente di 23 ka.

Durante l'Olocene si verifica attività freatica, con *lahar* che si originano da ingenti e ripetute esondazioni del lago del profondo *maar*, almeno fino a 6 ÷ 5 ka, e probabilmente fino ad epoca romana (4° secolo a.C.), quando viene scavato un apposito tunnel di drenaggio per mantenere l'acqua del lago ad un livello costante e basso. L'area di Albano è attualmente luogo di emissione di gas vulcanici, sollevamenti del suolo e periodici sciame sismici, fenomeni che possono indicare la persistenza dell'attività di un corpo magmatico in

profondità. La figura 10 illustra la stratigrafia generale della successione del vulcano dei Colli Albani (Giordano et al., 2010).

La recente revisione della cronologia del vulcano dei Colli Albani (Soligo & Tuccimei, 2010) dimostra la maggiore affidabilità delle datazioni con il metodo $^{39}\text{Ar}/^{40}\text{Ar}$. I più probabili *range* sono: $>600 \div 355$ ka per il litosoma IV (complesso calderico del Vulcano Laziale); $<355 \div ?180$ ka per il litosoma III (sistema di fratture peri-calderiche del Tuscolano-Artemisio); $<355 \div 250$ ka per il litosoma II (strato-vulcano intracalderico delle Faete); $<200 \div 26$ ka per il litosoma I (Via dei Laghi *maar field*).

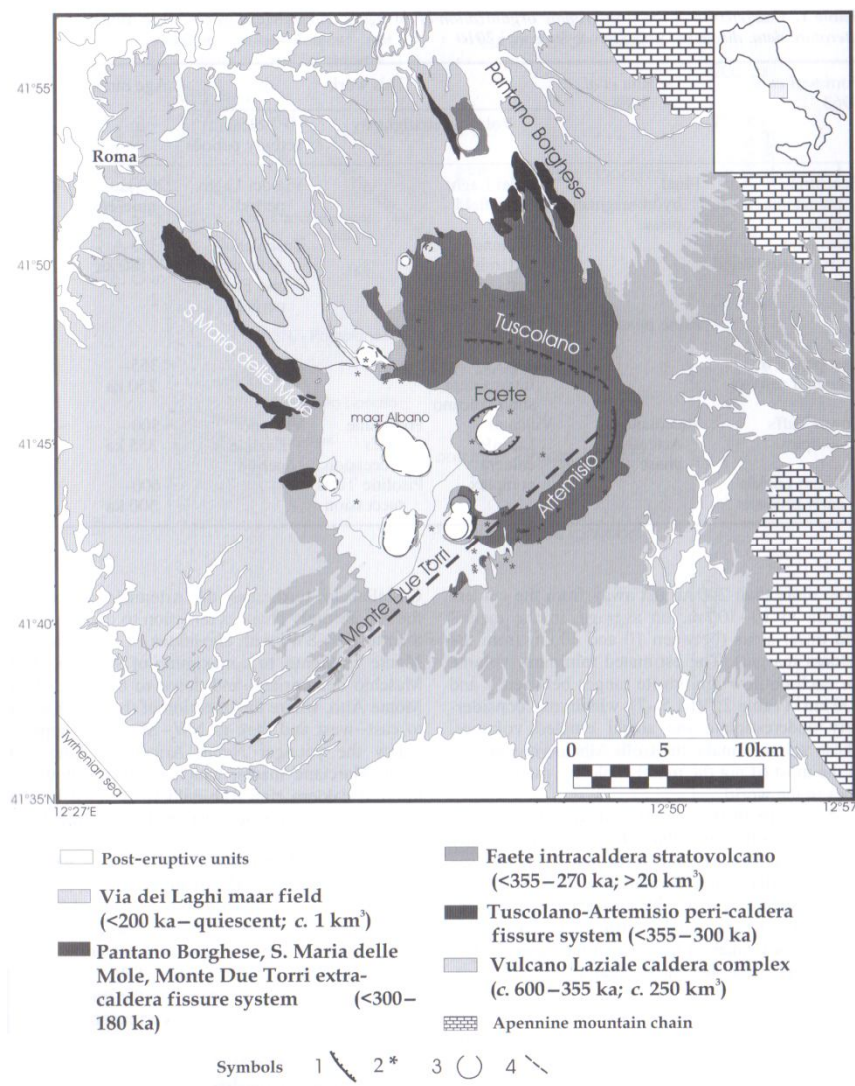


Figura 9. Mappa sintetica del vulcano dei Colli Albani, che mostra i principali edifici sviluppati tra 600 ka e il presente. Simboli: 1, margine di caldera; 2, cono di scorie; 3, margine di *maar*; 4, lineamento tettonico di Ardea (Giordano et al., 2010).

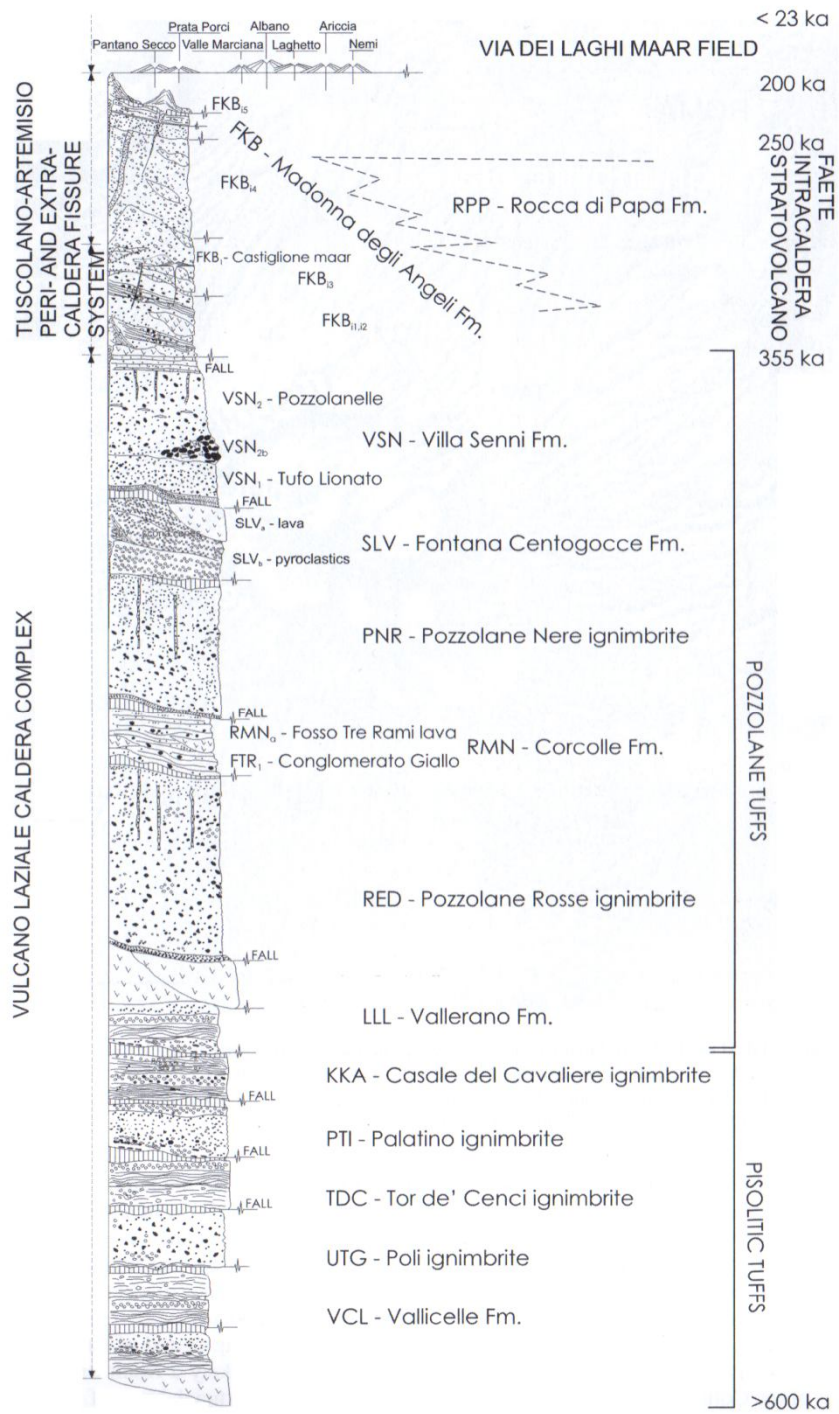


Figura 10. Stratigrafia dei prodotti dell'attività vulcanica dei Colli Albani (Giordano et al., 2010).

4.3 Evoluzione geologica della valle della Caffarella

La valle della Caffarella costituisce una piccola porzione del Parco Regionale dell'Appia Antica, il quale a partire dall'area dei Colli Albani si estende in direzione NW verso e dentro la città di Roma, collocandosi in sinistra orografica del corso inferiore del fiume Tevere. La valle è senza dubbio una zona di particolare interesse, potendo in essa riconoscere alcuni importanti aspetti della geologia che caratterizza l'intera area del parco.

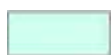
Cercando di ripercorrere l'evoluzione geologica (Parotto, 1995) che ha portato all'attuale paesaggio, si può partire da circa 4 milioni di anni fa, quando l'area è occupata da un mare, la cui linea di costa si trova molto più ad E dell'attuale. L'apertura del mar Tirreno dà luogo ad un paesaggio caratterizzato dalla presenza di alcune isole che emergono in corrispondenza dei monti Cornicolani e del monte Soratte. Saltando ad un periodo che si colloca a circa 1.5 milioni di anni fa, si riscontra una situazione in cui il mare è arretrato ad W, lasciando al suo posto una zona collinare con laghi, paludi e fiumi (tra cui l'antico Tevere, con un andamento NW-SE, diverso dall'attuale). Notevoli effetti sulla geologia dell'area si hanno a partire da un periodo compreso tra 600 e 500 mila anni fa, quando ha inizio l'attività vulcanica dei Colli Albani. Con un'alternanza di attività esplosiva e modeste fasi effusive, il vulcano modifica, con la deposizione dei suoi prodotti, la morfologia esistente, andando a coprire i precedenti depositi continentali e di transizione. In conseguenza dell'abbassamento del livello marino che caratterizza il più recente periodo glaciale (circa 100 ÷ 10 ka), aumenta il dislivello tra sorgente e foce, e il fiume Almone (proveniente dai Colli Albani) inizia un'intensa attività erosiva, scavando il proprio alveo nelle piroclastiti: la valle assume una forma caratterizzata da ripidi versanti in uno stretto *canyon*, il cui fondo è occupato dal corso d'acqua. Successivamente, con l'instaurarsi di nuove condizioni, inizia la deposizione dei sedimenti alluvionali del fiume Almone.

All'opera dell'uomo si devono ulteriori modifiche al paesaggio della valle, a partire dall'epoca romana con la creazione di numerose cave per l'utilizzo dei prodotti vulcanici come materiali da costruzione. Altri interventi hanno riguardato la regimazione delle acque attraverso lo scavo di un alveo artificiale per il fiume e per le marrane, e la creazione di aree agricole. La morfologia della valle ha subito una significativa variazione, in particolare negli anni '60 e '70, in seguito all'accumulo di terreni di riporto, provenienti dai cantieri edili e dallo scavo della linea metropolitana, scaricati soprattutto nel settore in prossimità della via

Latina. In tutta l'area esiste un notevole sviluppo di gallerie sotterranee, destinate nel tempo agli utilizzi più disparati, da catacombe a cave di materiali da costruzione, fino all'utilizzo come fungaie. Cedimenti di queste cavità sotterranee hanno fatto sì che il paesaggio sia disseminato di sprofondamenti superficiali, usati spesso come rifugio di nomadi o nel peggiore dei casi come discariche abusive.

4.4 Unità litologiche

Per il presente lavoro è stata presa a riferimento la Carta geologica del Comune di Roma, volume 1, scala 1:10000, a cura di R. Funicello e G. Giordano (2005). Di seguito è riportata la legenda di tale cartografia, relativa alla sezione CTR 374110, dalla quale sono stati tratti gli stralci delle tavole I e XI (vedere tavole alla fine del volume).



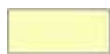
Depositi alluvionali (a2)

Depositi siltoso-sabbiosi e siltoso-argillosi delle pianure alluvionali. Nella piana alluvionale del fiume Tevere e del fiume Aniene la litologia di questi depositi è nota da dati di sondaggio ed è prevalentemente costituita da depositi fini siltoso-argillosi alternati a livelli sabbiosi e a livelli di torbe a diversa profondità. Alla base sono frequenti livelli ghiaiosi e sabbiosi. Spessore fino a 60 m. (Olocene)



Successione del Tavolato (TAL)

Depositi da massivi a mal stratificati, sabbioso-ghiaiosi ad elementi vulcanici mediamente classati con lenti conglomeratico-grossolane, clasto-sostenute, da *debris flow* e da flusso iperconcentrato. I depositi si possono relazionare alla rimobilizzazione di materiale vulcanoclastico contemporanei e successivi alle ultime eruzioni freatomagmatiche del *maar* di Albano con meccanismi di deposizione di *lahar*. Alla base della successione è presente un deposito da *surge* freatomagmatico. Spessore massimo 10 m. (Pleistocene superiore - Olocene)



Unità di Vitinia (VTN)

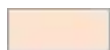
Sabbie fluviali ad elementi vulcanici, ghiaie calcaree e silicee a matrice sabbiosa ad elementi vulcanici, limi con abbondanti resti di vertebrati e concrezioni travertinose. Spessore fino a 20 m. (Pleistocene medio)



Successione di Capo di Bove (FKBa)

Litofacies a) lave grigio scure, da tefritiche a K-foiditiche (Fornaseri et al., 1963; Triglia et al., 1995), da microcristalline a porfiriche, da compatte a vacuolari, con contenuto variabile di fenocristalli di leucite spesso in individui centimetrici, clinopirosseno ed occasionalmente olivina. *Litofacies b)* depositi di scorie e ceneri da ricaduta e rimaneggiati. (Pleistocene medio)

Unità di Villa Senni



Membro delle Pozzolanelle (VSN2)

Deposito massivo, di colore da viola a nero, a composizione da tefrifonolitica a fonotefritica (Triglia et al., 1995), a matrice cineritico grossolana-lapillosa, povero in fini e ricco di cristalli di leucite, biotite e clinopirosseno, contenente grosse scorie nere, generalmente incoerente. Lapilli e blocchi di litici lavici e olocristallini possono raggiungere il 30% del deposito. Spessori massimi 30 m. Spesso sono presenti *gas-pipes*. “Tufo di Villa Senni” e “Pozzolanelle” auct.



Membro del Tufo Lionato (VSN1)

Deposito a composizione da K-foiditica a tefrifonolitica (Triglia et al., 1995), massivo, litoide, a matrice cineritico-lapillosa con abbondanti pomici gialle, scorie grigie, litici lavici e olocristallini a gradazione inversa, di colore da giallo a rosso a marrone in gradazione verticale, spesso fino a 25 m. Localmente, nella parte alta del deposito, sono presenti fiamme. *Gas-pipes*, laminazioni e impronte di tronchi sono spesso presenti nelle zone distali e nelle paleo valli. “Tufo Lionato” auct.



Unità delle Pozzolane Nere (PNR)

Unità piroclastica di colore nero, massiva e caotica, localmente con *gas-pipes*, a composizione tefrifonolitica (Triglia et al., 1995), costituita da un deposito a matrice scoriaceo-cineritica,

nella quale sono dispersi scorie di dimensioni fino a 15 cm, litici lavici, piroclastici, olocristallini e sedimentari termometamorfosati di dimensioni fino a 10 cm e cristalli di leucite e clinopirosseno. Al tetto è frequente una zona litoide per zeolitizzazione. La geometria del deposito è tabulare. Spessori tra i 5 e i 20 m. Al tetto sono localmente presenti depositi vulcanoclastici massivi tipo *debris flow* derivanti dal rimaneggiamento dell'unità. L'unità è riferibile ad una eruzione ignimbratica di grande volume. (Pleistocene medio)



Successione di La Storta (LTT)

Alternanze di piroclastiti primarie cineritico-lapillose di scorie grigie e pomice da ricaduta e livelli vulcanoclastici rimaneggiati, con orizzonti pedogenizzati. Spessori fino a 10 m. (Pleistocene medio)



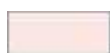
Unità di Fosso del Torrino (FTR1)

Ghiaie, sabbie e limi poligenici in *facies* fluviale e fluvio-lacustre a riempimento di canali, con elementi vulcanici derivanti prevalentemente dall'erosione delle unità eruttive delle Pozzolane Rosse, delle Pozzolane Nere e del Tufo Rosso a Scorie Nere; silts calcarei a luoghi fortemente cementati e argille in alternanze irregolari che passano lateralmente a depositi di travertini fitoclastici e livelli cementati. Formazione di S. Cosimato auct. Spessore fino a 20 m. (Pleistocene medio)

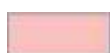


Unità delle Pozzolane Rosse (RED)

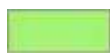
Unità piroclastica massiva e caotica, semicoerente, da rosso a viola vinaccia a grigio scuro, a matrice scoriacea povera della frazione cineritica, con scorie di dimensioni fino a 15 cm, litici lavici, sedimentari termometamorfosati e olocristallini di dimensioni fino a 20 cm e abbondanti cristalli di leucite, clinopirosseno e biotite. Composizione tefritico-leucitica (Fornaseri et al., 1963), spessore fino a 15 m in affioramento e 35 da dati di sondaggio. La geometria del deposito è tabulare. Al tetto sono localmente presenti fino a 3 m di depositi stratificati cineritici e scoriacei da ricaduta e rimaneggiati. L'unità è riferibile ad una eruzione ignimbratica di grande volume. (Pleistocene medio)

**Successione di Sacrofano (SKF)**

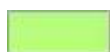
Depositi piroclastici lapillosi e cineritici in strati contenenti scorie e litici lavici di dimensioni centimetri che da ricaduta, intercalati a livelli vulcanoclastici rimaneggiati, orizzonti pedogenizzati e depositi limno-palustri. Nella parte intermedia della successione i livelli primari sono costituiti da pomici di ricaduta bianco-giallastre a sanidino e clinopirosseno in tre banchi con areali di affioramento differenziati (Granturchi auct.). Spessori fino a 14 m. (Pleistocene medio)

**Unità del Palatino (PNO)**

Deposito piroclastico a matrice cineritica grigio-nerastra con scorie grigie o nere, cristalli di leucite alterata, pirosseno e biotite, clasti centimetrici di lava, massivo, generalmente coerente o litoide. Localmente sono presenti clasti di ghiaie calcaree del substrato. Alla base sono frequenti impronte di tronchi d'albero. Verso l'alto è presente intercalato un livello cineritico ricco di lapilli accrezionari spesso fino a 30 cm. Spessore massimo 10 m. L'unità è riferibile ad una eruzione ignimbratica a componente freatomagmatica. (Pleistocene medio)

**Unità di Tor de Cenci (TDC)**

Deposito piroclastico, grigio-giallastro, da massivo a caotico a stratificato, con lapilli accrezionari fino a 3 cm in diametro, sia nella matrice che in livelli stratificati. Lo scheletro è composto da litici lavici e scorie di diametro < 3 cm e cristalli di leucite analcimizzata, clinopirosseno e biotite ($\leq 1\%$ in volume). Frequenti impronte d'albero. Alla base è presente un deposito di scorie da ricaduta. Spessori massimi 10 ÷ 15 m. Chimismo K-foiditico. Il deposito è riferibile ad una eruzione freatomagmatica di grande volume con meccanismi di deposizione da colata piroclastica (De Rita et al., 2002). "Tufi Antichi" e "Tufi Pisolitici" auct. (Pleistocene medio)

**Unità di S. Cecilia (CIL)**

Alternanze ed interstratificazioni di conglomerati, sabbie e limi di ambiente fluviale ad elementi vulcanici (zona di Ponte Galeria). Alternanze di strati cineritici a lapilli accrezionari, pomici e ceneri avana con orizzonti pedogenizzati (zona Flaminia). Spessori fino a 40 m. (Pleistocene medio)

Per quanto riguarda l'area romana nella quale è stata effettuata l'indagine, di particolare interesse sono risultate le due importanti unità in colata piroclastica del Vulcano Laziale, denominate unità delle "Pozzolane Rosse" e unità di "Villa Senni". I monitoraggi di lunga durata del *soil radon* e gran parte delle misure che hanno consentito lo studio del parametro, sono stati effettuati nell'unità eruttiva del "Villa Senni" (VSEU), analizzata in dettaglio nel lavoro di Watkins et al. (2002), di cui è riportata la stratigrafia schematica in figura 11. I prodotti più importanti di VSEU sono due depositi di flusso definiti come membro del "Tufo Lionato" (VSN1) e membro delle "Pozzolanelle" (VSN2). Un intervallo di tempo molto breve intercorre tra la messa in posto dei due depositi ignimbrici, dedotto dalla mancanza di paleosuolo o di evidenze di rimaneggiamento fluviale al loro contatto (Watkins et al., 2002).

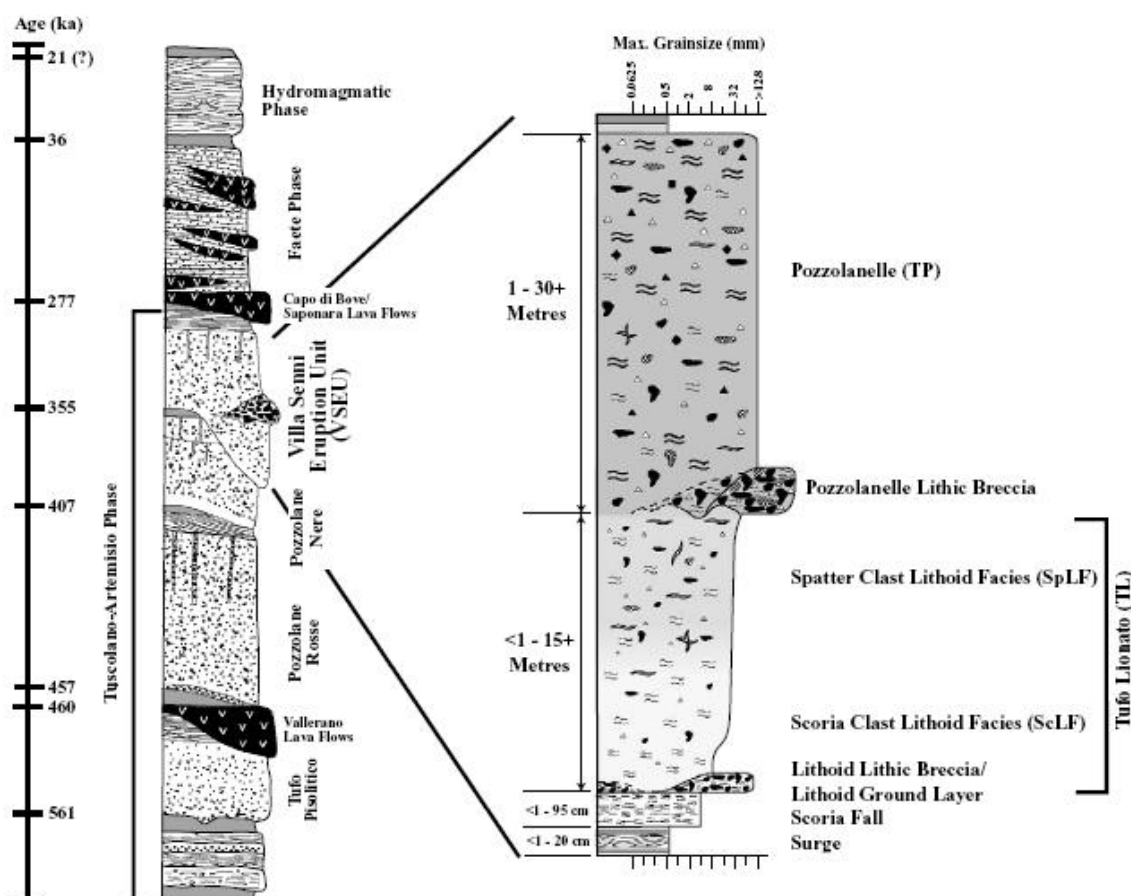


Figura 11. Stratigrafia schematica dell'unità eruttiva di "Villa Senni" (Watkins et al., 2002). La colonna di sinistra riporta un'interpretazione della stratigrafia dei prodotti dei Colli Albani meno recente rispetto a quella illustrata in figura 10, relativa al lavoro di Giordano et al. (2010).

Nell'area di indagine in valle della Caffarella sono state riscontrate in affioramento le litologie di cui di seguito si riporta una breve descrizione, integrata da indicazioni ottenute tramite analisi diffrattometrica.

Depositi alluvionali recenti del fiume Almone (a2)

Depositi da sabbiosi ad argillosi derivanti perlopiù da rimaneggiamento di materiale vulcanico e ricchi in materia organica. Da analisi al diffrattometro le fasi mineralogiche principali risultano essere augite e leucite. Il suolo alluvionale presenta fenomeni di argillificazione (aumento della halloysite) e analcimizzazione. Dati di sondaggio indicano uno spessore massimo nel fondovalle di 10 ÷ 12 metri (Ventriglia, 2002).

Membro delle "Pozzolanelle" (VSN2) dell'unità eruttiva di "Villa Senni" (VSEU)

Deposito massivo, litoide nell'area d'indagine, a matrice cineritico grossolana-lapillosa con litici lavici e cristalli ben formati (leucite e subordinati biotite e clinopirosseno), contenuto in scorie variabile. Denominato anche "tufo ad occhio di pesce" per l'elevato contenuto di cristalli di leucite, in realtà nell'area di indagine è stato riscontrato un maggior contenuto di analcime con scarsa leucite. Zeolitizzazione con presenza di phillipsite ed herschelite (litificazione). Alla base è stato osservato uno spessore di 20-30 cm di breccia vulcanica di colore grigio, da alcuni autori definito "Pozzolanelle". Spessore in settore di indagine: 150 cm.

Membro del "Tufo Lionato" (VSN1) dell'unità eruttiva di "Villa Senni" (VSEU)

Deposito massivo, litoide, a matrice cineritico-lapillosa, con scorie grigiastre e pomici giallo-arancio, litici lavici e cristalli ben formati. Tipico colore fulvo. Evidente zeolitizzazione (soprattutto cabasite), argillificazione (abbondante halloysite) e analcimizzazione. Spessore in settore di indagine: 230 - 250 cm. Riscontrate due diverse *facies* in valle della Caffarella. *Facies* litoide: evidenti scorie, macrocristalli di analcime (derivante da leucite), di pirosseno (augite) e biotite. *Facies* alterata: è un tufo molto alterato, le scorie tendono ad essere molto meno visibili; cabasite scomparsa, augite e halloysite in minor quantità, analcime completamente rimossa o quasi.

Unità delle “Pozzolane Nere” (PNR)

Tra VSN1 e RED è presente uno strato di spessore variabile costituito da un deposito di materiale incoerente, a matrice cineritica, di colore da grigio a nero. Nel settore di indagine l'unità ha uno spessore estremamente ridotto (circa 1 m).

Unità delle “Pozzolane Rosse” (RED)

Deposito massivo semicoerente di colore rosso violaceo, struttura caotica, a matrice scoriacea povera della frazione cineritica, con litici lavici e sedimentari termometamorfosati, abbondanti cristalli di leucite e augite. Scorie e litici di dimensioni fino a decimetriche. Fenomeni di argillificazione (abbondante halloysite). Ricontrata nell'area di indagine una *facies* fortemente analcimizzata, con diminuzione del tenore di leucite.

Inoltre nell'area di indagine si riscontra estesa presenza di terreni di riporto (RIP), che coprono litologie vulcaniche e alluvioni, e abbondanti soprattutto nel settore in prossimità della via Latina. Si tratta di materiali eterogenei, perlopiù a matrice vulcanica. Dati di sondaggio indicano in questo settore uno spessore di 4 ÷ 6 metri (Ventriglia, 2002).

4.5 Morfologia del territorio e idrografia

La forma del paesaggio, nell'area interessata dall'attività vulcanica dei Colli Albani, è il risultato delle differenti caratteristiche di resistenza dei terreni all'erosione e del processo di inversione dei rilievi operato dalle colate di lava e dalle rocce piroclastiche a consistenza lapidea, che hanno colmato paleovalli e che oggi, a causa della loro maggiore resistenza all'erosione, appaiono rilevate rispetto al resto ed assumono spesso il ruolo di spartiacque per la circolazione idrica. Sia le lave che i prodotti piroclastici sono stati utilizzati fin dall'antichità come materiali da costruzione e pertanto sono stati soggetti ad un'intensa attività di cava le cui tracce sono rappresentate dalle cicatrici presenti in tutto il territorio.

Il reticolo idrografico del vulcano dei Colli Albani è caratterizzato da una struttura centripeta nel settore centrale calderico, mentre un andamento centrifugo contraddistingue i settori esterni dell'edificio. I corsi d'acqua che incidono le pendici del recinto Tuscolano- Artemisio

presentano un alto bacino che si estende su versanti assai acclivi; il medio e basso bacino comprendono invece una regione ad altitudine progressivamente decrescente, in generale dolcemente ondulata ma incisa da fossi profondi. Il reticolo idrografico del Parco Regionale dell'Appia Antica presenta corsi d'acqua, fossi e marrane appartenenti al Bacino Idrografico del Tevere nel quale vanno a confluire in sinistra orografica. Ciò non avviene più in maniera naturale, ma attraverso opere di adduzione che portano le acque al depuratore di Roma Sud. Il fiume Almone (uno dei corsi d'acqua che scendono a raggiera dai Colli Albani) all'interno della valle della Caffarella è articolato in un sistema di canali in terra che presentano tracce delle antiche opere di presa; prende il nome di Marrana della Caffarella in un'area di pianura a bassissima pendenza e con la falda posta a poca profondità dal piano di campagna, tale da provocare impaludamenti. I Romani furono i primi a bonificare l'area attraverso la realizzazione di pozzi assorbenti e canali sotterranei. Nei secoli successivi un fitto sistema di canali dai quali si dipartivano numerose opere di presa ha permesso di sfruttare la valle per scopi agricoli. Attualmente il reticolo idrografico della Marrana della Caffarella è rappresentato dall'asta principale del fiume Almone che scorre al centro della valle, e da due canali secondari che bordano i lati della piana alluvionale alimentati dalle numerose risorgive presenti in tutta la valle. La manutenzione dei piccoli canali che drenano le acque verso le marrane sia laterali che principale, un tempo necessaria per permettere lo sfruttamento agricolo della valle, non viene effettuata con regolarità, se non in piccoli tratti, di conseguenza nelle aree dove il flusso è scarso si stanno ricreando delle piccole aree umide di elevato valore naturalistico [12].

4.6 Caratteri dell'idrogeologia

L'assetto idrogeologico dell'area albana riflette la complessità di fenomeni e processi che hanno caratterizzato l'evoluzione dell'attività vulcanica. La messa in posto dei prodotti del vulcano è avvenuta su una paleo morfologia sviluppata in terreni neogenico-quadernari. A scala regionale tale substrato sedimentario funge, per le sue caratteristiche di impermeabilità relativa (argille plio-pleistoceniche), da livello di contenimento della falda di base che ha sede nell'acquifero vulcanico. Il tetto del substrato pre-vulcanico costituisce una superficie

irregolare, in quanto rispecchia la morfologia originaria, ed è posto a profondità che oscillano indicativamente tra i -70 ed i 100 m s.l.m. [12]. Le acque circolanti nelle vulcaniti dell'apparato dei Colli Albani si manifestano con una falda acquifera principale, che poggia sui sedimenti impermeabili sottostanti alle vulcaniti, e presenta una discreta potenzialità (emungimento da pozzo di portate dell'ordine anche di una decina di litri al secondo). Le due unità delle "Pozzolane Rosse" e delle "Pozzolane Nere" possono essere considerate come un singolo complesso acquifero che ospita la falda principale (Mazza & Capelli, 2010). Possono incontrarsi anche falde sospese, di estensione molto limitata, all'interno delle vulcaniti, ubicate in genere in corrispondenza di livelli permeabili poggianti su livelli meno permeabili (Ventriglia, 1990). La circolazione idrica profonda è separata da quelle più superficiali da un setto a bassa permeabilità individuato nell'unità eruttiva di "Villa Senni" [12].

Mazza e Capelli (2010) distinguono, all'interno della successione dei Colli Albani, 4 diversi complessi idrogeologici, sviluppati al di sopra del tetto delle argille plio-pleistoceniche: successione dei "Tufi Pisolitici" (complesso 4); unità delle "Pozzolane Rosse" e delle "Pozzolane Nere" (complesso 3); unità eruttiva di "Villa Senni" (complesso 2); prodotti più recenti (lave e piroclastiti) dell'attività dei Colli Albani, con comportamento idraulico molto variabile, ma considerati come un unico complesso idrogeologico (complesso 1).

L'area periferica del vulcano dei Colli Albani, nel cui ambito ricade il territorio del Parco Regionale dell'Appia Antica, è caratterizzata da un drenaggio sotterraneo radiale centrifugo rispetto all'edificio albano. La struttura idrogeologica è costituita da più falde sovrapposte (le più superficiali libere, le più profonde in pressione) che alimentano in alveo i principali corsi d'acqua incisi nei terreni di origine vulcanica, dando luogo a sorgenti di tipo lineare. Al disotto della copertura vulcanica e terrigena a bassa permeabilità esistono dei serbatoi carbonatici in connessione idraulica con le unità idrogeologiche dei Monti Lepini e Prenestini che costituiscono la falda di base. [12].

Per quanto riguarda la permeabilità dei prodotti vulcanici dei Colli Albani, generalmente le pozzolane sono da molto a mediamente permeabili, i tufi da mediamente a poco permeabili (Ventriglia, 1990). I depositi alluvionali sono in genere poco permeabili, mentre i terreni di riporto tendono ad essere mediamente permeabili.

Nel settore di indagine in valle della Caffarella, il livello piezometrico (anno 2002) è compreso tra i 15 e i 20 m s.l.m., o poco oltre (Capelli & Mazza, 2005).

4.7 Cavità sotterranee

Sia nel periodo etrusco, sia, successivamente, nel periodo repubblicano e imperiale, con l'espansione della città e l'urbanizzazione del territorio circostante, vennero intrapresi i grandi lavori di realizzazione di condotti idrici sotterranei, e venne iniziato lo sfruttamento intensivo del sottosuolo nei dintorni della città, mediante lo scavo di cave in sotterraneo per ricavare materiali da costruzione, soprattutto pozzolane e tufi litoidi. Vennero scavati infine, per le esigenze del culto, cimiteri e ipogei di vario tipo, alcuni dei quali riutilizzavano vecchie cave abbandonate, ma che in genere si differenziavano da quest'ultime per ampiezza, altezza, sviluppo longitudinale (Ventriglia, 2002). Le cavità sotterranee scavate in epoca romana vennero poi riutilizzate, nel corso dei secoli, sia per attività estrattive, sia in tempi recenti come rifugi d'emergenza, comandi e depositi militari durante il periodo bellico, e successivamente come fungaie o depositi per attività industriali.

Non è possibile fornire le esatte ubicazioni, estensioni, profondità ed altezze di tutte le cavità esistenti nelle vulcaniti nel sottosuolo del Comune di Roma e non soltanto perché sono numerosissime, ma anche perché nel corso dei tempi si è perduto il ricordo della loro esistenza e inoltre in diversi casi, franamenti e zone pericolanti ne rendono impossibile il rilevamento. Si può fornire soltanto un elenco delle zone particolarmente interessate dalla presenza di tali cavità sotterranee; soltanto in alcuni casi si possono fornire più dettagliate indicazioni sulla base di quanto acquisito con sondaggi, indagini geofisiche di superficie, rilevamenti topografici di vuoti accessibili. Nelle aree interessate dai tufi e dalle pozzolane dovute all'attività del Vulcano Laziale e dove questi prodotti hanno sufficienti spessori, è stata accertata la presenza di vecchie lavorazioni in sotterraneo: in tutte queste aree e non soltanto nei punti esplorati è probabile o molto probabile la presenza di cavità sotterranee (Ventriglia, 2002).

Nell'area del Parco Regionale dell'Appia Antica e nel limitrofo quartiere romano Appio Latino, sono presenti numerose cavità sotterranee appartenenti a diverse tipologie; alcune di esse hanno imbocchi visibili in superficie (figura 12), altre sono individuabili in base a segni di dissesti superficiali, altre ancora, infine, sono citate nelle fonti bibliografiche, oltre che descritte nelle campagne di sondaggi ed indagini geognostiche condotte nell'area considerata in occasione della realizzazione di opere pubbliche [13].



Figura 12. Ingresso di una cava abbandonata in valle della Caffarella, scavata nell'unità eruttiva di "Villa Senni".

Le cave nel settore considerato si sviluppano nei livelli di pozzolane, caratterizzate da maggiore facilità di lavorazione, e nei tufi litoidi [13]. Sono costituite da grandi camere, comunicanti fra loro, il cui tetto è sostenuto soltanto da pilastri disposti, in genere, senza alcuna regola o da una fitta rete di gallerie disposte in modo da realizzare maglie nella maggior parte dei casi irregolari. Per la notevole potenza delle singole formazioni ed anche perché vi erano più litotipi utilizzabili, si riscontrano oggi più ordini sovrapposti di gallerie e, per la maggior parte dei casi, non vi è corrispondenza in verticale fra i pilastri dei diversi livelli. Le estrazioni delle piroclastiti con cave in sotterraneo sono state spinte in profondità il più possibile secondo le condizioni locali. In alcuni casi esse hanno raggiunto la falda acquifera che ha impedito il loro ulteriore approfondimento (Ventriglia, 2002). Le dimensioni delle gallerie variavano a seconda della litologia interessata: nel caso delle pozzolane si scavava fino ad una larghezza di 2-3 metri e ad un'altezza di 3-5. Le gallerie comunque si sviluppavano per la maggior parte entro i primi 15 metri dal piano campagna. In superficie erano visibili, un tempo, solo gli imbocchi delle gallerie principali, ma durante il corso dei secoli, a seguito di cedimenti delle volte (modalità principale di dissesto dovuta al progressivo degrado e assottigliamento dei pilastri), si sono formate depressioni superficiali anche di grande estensione, ben visibili in alcune aree (figura 13). Esemplificativa di tale situazione è l'area della valle della Caffarella, nella quale l'assetto geomorfologico è notevolmente alterato da tali fenomeni [13].



Figura 13. Sprofondamento superficiale in valle della Caffarella, dovuto alla presenza di cavità sotterranee.

Nell'area considerata sono conosciuti alcuni esempi di cunicoli scavati a scopo di drenaggio o per captazione di sorgenti. I canali erano realizzati in muratura e il loro fondo era rivestito con laterizi; un rivestimento delle pareti veniva realizzato quando lo scavo attraversava terreni poco consistenti. Tali caratteristiche costruttive hanno fatto sì che le condutture si conservassero nel tempo tanto da giungere ai giorni nostri in buono stato di conservazione. I cunicoli idraulici raggiungono i 2 metri di altezza e il metro di larghezza e sono spesso interrotti da pozzi di aerazione. La loro pendenza è generalmente modesta e costante e risultano quasi tutti scavati nei livelli superficiali [13].

Tutta la zona delimitata dal fosso della Caffarella a N e ad E, dalla via dell'Almone e dalla via di Cecilia Metella a S, dal fosso di Tor Carbone ad W, è interessata, oltre che dalle estesissime catacombe (S. Callisto, S. Sebastiano, etc.), da numerose ampie cave scavate nelle pozzolane e nel tufo litoide.

Nella zona detta dei Cessati Spiriti, sono segnalate estese gallerie di cava, site tra la marrana della Caffarella e la via Appia Nuova. Inoltre, un centinaio di metri prima dell'incrocio della via Appia Nuova con l'antica via Latina esistevano alcuni ipogei realizzati nell'unità delle "Pozzolane Rosse", oggi perduti, di cui si trovano indicazioni in letteratura, tra i quali il cosiddetto "ipogeo anonimo presso i Cessati Spiriti" (Ventriglia, 2002).

4.8 Punti di misura e di campionamento

Lo studio del *soil radon* e parametri correlati, effettuato in valle della Caffarella, è stato realizzato tramite misure in punti (C1, RPS3, RPS4) interessati da un monitoraggio di lunga durata (fino ad un massimo di quasi tre anni), in altri punti (C2, C3, C4, C5, RPS1) il cui monitoraggio ha avuto durata minore, e in punti definiti per la realizzazione di mappature del parametro. In altri punti ancora (C6, PP0, PP1, PP2) sono state effettuate misure per lo studio della variabilità spaziale del *soil radon*. Tutti i punti rientrano in un settore limitato della valle della Caffarella, nelle vicinanze del “Casale della Vaccareccia”. In tabella 10 sono riportate le indicazioni dei diversi punti, relative a tipo di substrato geologico, collocazione geografica e quota topografica.

Inoltre sono state effettuate misure di concentrazione di radon nei depositi alluvionali del fiume Almona e suoli sviluppati al di sopra di essi, in 6 punti (oltre alla stazione fissa RPS4), la cui collocazione è indicata in tabella 11.

La figura 14 illustra la collocazione di tutti i punti di misura del *soil radon* elencati nelle tabelle 10 e 11.

Tabella 10. Punti di misura del *soil radon*, con indicazione di substrato geologico, coordinate metriche e quota del piano campagna.

Punto di misura	Substrato geologico	UTM zona 33 T		Quota p.c. (m s.l.m.)
		Longitudine	Latitudine	
C1	membro “Pozzolanelle” (VSN2)	294425	4637580	46.5
C2	unità “Pozzolane Rosse” (RED)	294293	4637815	23
C3	depositi alluvionali (a2)	294043	4637416	22.5
C4	membro “Tufo Lionato” (VSN1)	294660	4637798	42
C5	terreni di riporto (RIP)	294545	4637834	33
C6	unità “Pozzolane Rosse” (RED)	294372	4637720	30
RPS1	membro “Pozzolanelle” (VSN2)	294426	4637580	46.5
RPS3	membro “Pozzolanelle” (VSN2)	294450	4637633	45.5
RPS4	depositi alluvionali (a2)	294194	4637420	21
PP0	membro “Pozzolanelle” (VSN2)	294425	4637580	46.5
PP1	membro “Pozzolanelle” (VSN2)	294481	4637589	46
PP2	unità “Pozzolane Rosse” (RED)	294385	4637729	30

Tabella 11. Punti di misura del *soil radon* nei depositi alluvionali, con indicazione di coordinate metriche e quota del piano campagna.

Punto di misura	UTM zona 33 T		Quota p.c. (m s.l.m.)
	Longitudine	Latitudine	
ALL2	294092	4637823	19
ALL6	294201	4637470	21
ALL7	294238	4637422	21
ALL8	294299	4637361	21
ALL9	294365	4637313	21
ALL10	294200	4637412	21

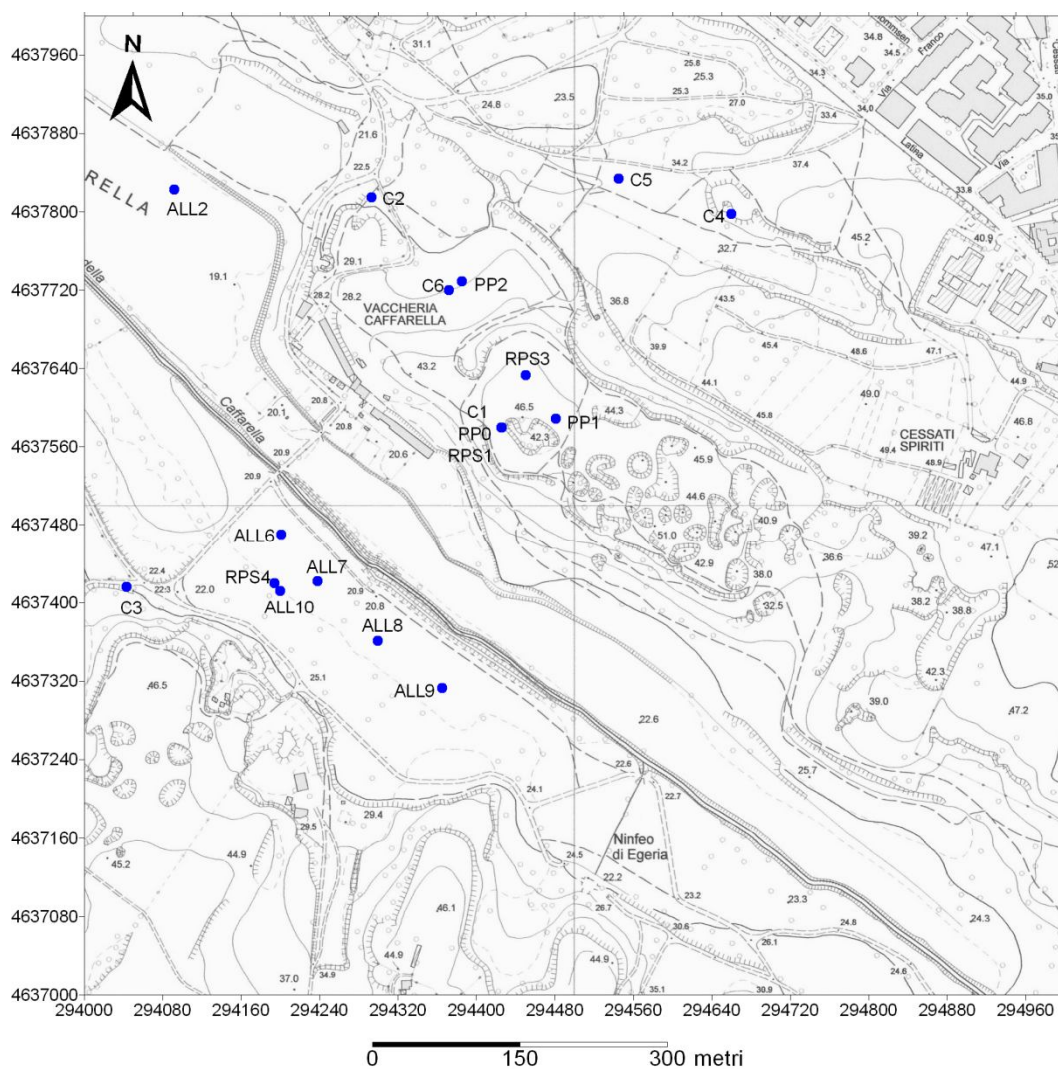


Figura 14. Punti di misura del *soil radon* in valle della Caffarella.

Per quanto riguarda i punti definiti per la realizzazione di mappature (capitolo 8), le loro coordinate metriche sono riportate nelle appendici E ed F, a fine volume. L'illustrazione delle aree mappate e le cartografie prodotte sono contenute nelle tavole degli elaborati "Surfer", anch'esse a fine testo.

Nella figura 15 sono stati collocati, in uno stralcio della Carta geologica del Comune di Roma (Funciello & Giordano, 2005), i punti di campionamento per le analisi di laboratorio in spettrometria γ , per la determinazione del contenuto in elementi precursori del radon e in potassio.

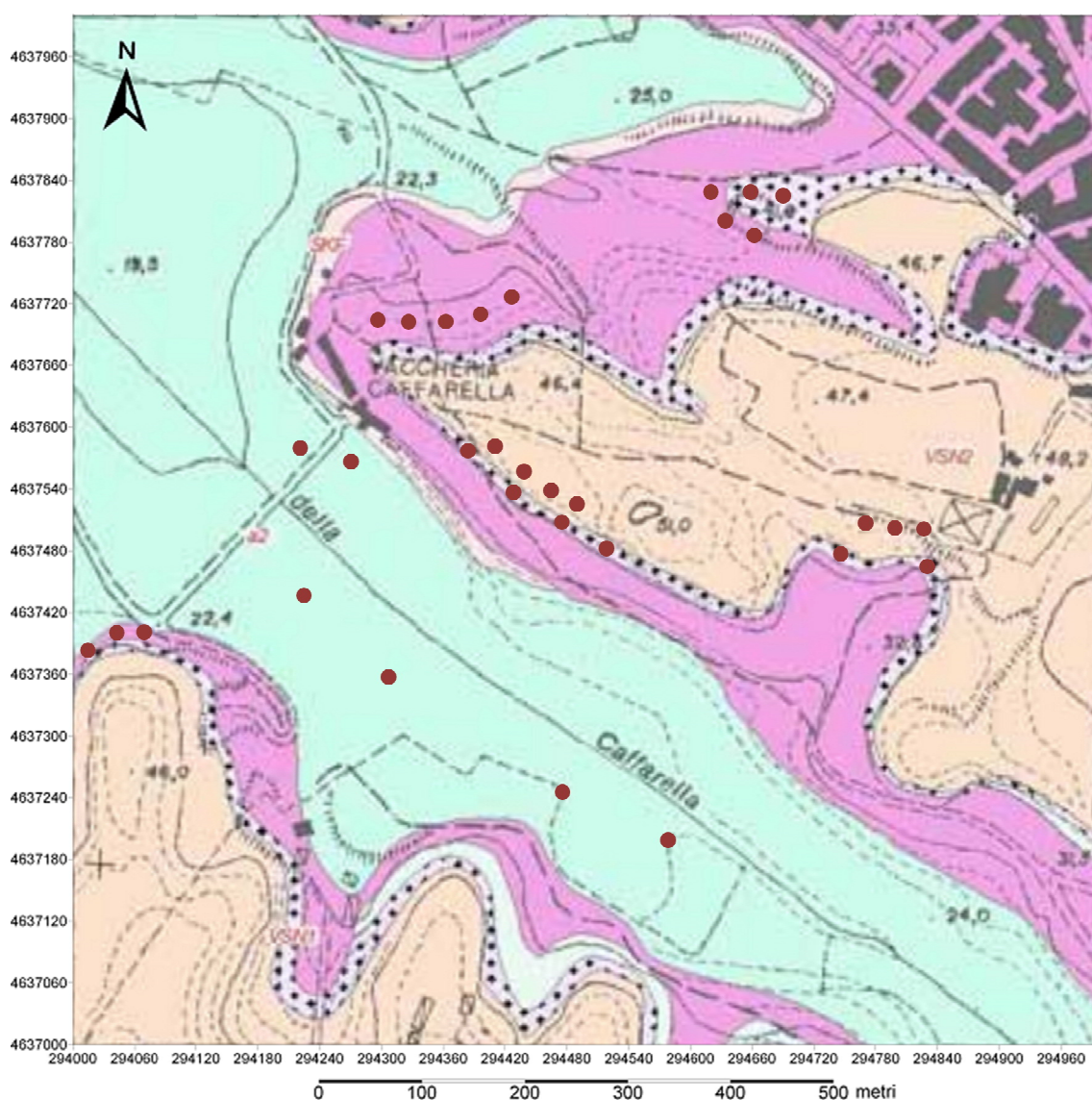


Figura 15. Punti di raccolta di campioni di roccia e di suolo per le analisi di laboratorio in spettrometria γ .

Capitolo 5

Sistemi di misura del soil radon e dei parametri correlati

5.1 Sistema di misura del soil radon

La misura della concentrazione di radon nel suolo viene effettuata con un sistema nel quale sono collegati in serie, tramite tubi in vinile, uno strumento fornito di rivelatore di particelle α (radonometro), un cilindro contenente materiale essiccante (drierite) e un'asta cava di acciaio (figura 16). Si tratta di un sistema aperto, il cui "motore" è costituito dalla pompa del radonometro che aspira aria con una portata di circa 0.5 L/min. L'asta cava viene infissa nel suolo fino alla profondità desiderata; l'aria del suolo risale attraverso l'asta cava e dopo aver attraversato il cilindro di drierite, penetra nel radonometro attraverso la valvola di *inlet*. Qui viene misurata la concentrazione di radon, quindi l'aria viene espulsa in atmosfera attraverso la valvola di *outlet*. La valvola di *inlet* del radonometro è fornita di un filtro *Millipore* (0.5 μm) in grado di bloccare i prodotti di decadimento del radon (e qualsiasi sostanza solida) fissati al pulviscolo atmosferico, escludendoli quindi dal conteggio.

La drierite è costituita da granelli di solfato di calcio (CaSO_4 anidro), il quale ha la capacità di assorbire umidità fino a idratarsi completamente, trasformandosi in gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Il processo è reversibile essiccando la drierite in forno. Nella drierite è contenuta una piccola quantità (3%) di cloruro di cobalto (CoCl_2) che funge da indicatore del processo di idratazione. La funzione della drierite è di ridurre l'umidità relativa dell'aria all'interno del radonometro. La molecola dell'acqua subisce un fenomeno di polarizzazione, per cui tende ad essere attratta sulla superficie del rivelatore, e può causarne la saturazione, con riduzione dell'efficienza e sottostima dei valori di concentrazione di radon. Ne consegue l'importanza di mantenere condizioni di bassa umidità relativa dell'aria all'interno dello strumento (al di sotto del 10%).

L'utilizzo di diverse tipologie di aste cave e di diversi procedimenti di perforazione del suolo può avere incidenza non trascurabile sui valori di *soil radon* rilevati. L'argomento viene approfondito nel paragrafo 7.6.1.

In funzione della porosità del suolo, della portata della pompa e della durata della misura, varia il volume di suolo indagato: solitamente è una sfera di 15 ÷ 20 cm di raggio, con centro nel punto di campionamento.



Figura 16. Sistema di misura del *soil radon*.

5.2 Il radonometro [14]

Il radonometro, lo strumento utilizzato per la misura della concentrazione di attività del radon, è in grado di indagare le sole particelle α , utilizzando un rivelatore allo stato solido al silicio. È stato utilizzato un modello RAD7, prodotto da *Durridge Company Inc.*, il quale è in grado di misurare contemporaneamente la concentrazione di attività di ^{222}Rn e ^{220}Rn . Il radon e i suoi figli subiscono un decadimento radioattivo con generazione di particelle α : il rivelatore distingue le diverse specie isotopiche in base all'energia caratteristica della particella α .

La cella interna del radonometro è una semisfera di 0.7 L, rivestita internamente da un conduttore elettrico, e al centro di essa è posto il rivelatore allo stato solido al silicio. Un

alimentatore fornisce una corrente elettrica che genera una differenza di potenziale (2000-2500 V) tra cella interna e rivelatore. Si crea un campo elettrico che spinge le particelle cariche positivamente sul rivelatore, al quale si fissano. Il radonometro non misura direttamente il radon, gas elettricamente neutro, bensì i suoi prodotti solidi di decadimento. Quando l'isotopo decade, la sua particella α ha il 50% di probabilità di arrivare al rivelatore e generare un segnale elettrico proporzionale alla sua energia. I segnali elettrici generati sono successivamente amplificati, misurati, contati e convertiti in forma digitale.

Lo spettro del RAD7 è una scala di energie della particella α da 0 a 10 MeV, suddiviso in 200 canali, ciascuno dei quali copre un intervallo di 0.05 MeV. Ogni particella α rivelata incrementa uno dei 200 canali di un'unità. In tal modo ogni isotopo che decade è associato ad un picco in corrispondenza dell'energia caratteristica della sua particella α . Il picco si presenta in realtà allargato, con una caratteristica coda ad energie minori, dovuta alle particelle α che colpiscono il rivelatore con bassi angoli di incidenza. Suddividendo ulteriormente i 200 canali in 8 finestre, il RAD7 è in grado di conteggiare separatamente e contemporaneamente i prodotti di decadimento di ^{222}Rn e ^{220}Rn , di considerare separatamente il contributo di un solo isotopo, di escludere dal conteggio il *background* dovuto agli isotopi a vita media più lunga.

Tabella 12. Caratteristiche del decadimento di ^{222}Rn , ^{220}Rn e prodotti successivi, fino ad isotopi stabili del piombo.

Isotopo	Emivita	Decadimento (energia)	Prodotto
^{222}Rn	3.825 d	α (5.49 MeV)	^{218}Po
^{218}Po	3.05 m	α (6.00 MeV)	^{214}Pb
^{214}Pb	26.8 m	β	^{214}Bi
^{214}Bi	19.7 m	β	^{214}Po
^{214}Po	164 μs	α (7.69 MeV)	^{210}Pb
^{210}Pb	21.4 y	β	^{210}Bi
^{210}Bi	5 d	β	^{210}Po
^{210}Po	138.4 d	α (5.30 MeV)	^{206}Pb (stabile)
^{220}Rn	54.5 s	α (6.29 MeV)	^{216}Po
^{216}Po	0.158 s	α (6.78 MeV)	^{212}Pb
^{212}Pb	10.6 h	β	^{212}Bi
^{212}Bi	60.5 m	β 66%	^{212}Po
^{212}Bi	60.5 m	α (6.05 MeV) 34%	^{208}Tl
^{212}Po	0.3 μs	α (8.78 MeV)	^{208}Pb (stabile)
^{208}Tl	3.1 m	β	^{208}Pb (stabile)

Di interesse nell'analisi di ^{222}Rn e ^{220}Rn è il *range* di energie $6 \div 9$ MeV, in particolare 6.00 MeV per il ^{218}Po e 6.78 MeV per il ^{216}Po . Da evidenziare che a causa del decadimento composto del ^{212}Bi , per ogni 66 atomi di ^{212}Po se ne creano 34 di ^{208}Tl con emissione di particelle α di energia 6.05 MeV: questo rende necessaria una correzione, da parte dello strumento, del picco di 6.00 MeV del ^{218}Po . In tabella 12 sono riportati i parametri relativi al decadimento di ^{222}Rn , ^{220}Rn e prodotti successivi.

In un processo di decadimento radioattivo, se la costante di decadimento del nuclide figlio è molto maggiore rispetto a quella del padre (la differenza tra i tempi di dimezzamento è molto grande) l'attività del genitore non varia apprezzabilmente durante un intervallo di tempo corrispondente a diverse volte il tempo di dimezzamento del nuclide figlio. Con nuclide figlio inizialmente assente in un sistema chiuso (quale può essere considerato il volume della cella interna del radonometro), la sua attività cresce fino a raggiungere l'equilibrio di attività con il nuclide padre dopo un intervallo di tempo pari a circa 5 volte il tempo di dimezzamento del nuclide figlio. A questo punto le due attività possono essere considerate uguali e costanti su intervalli di tempo brevi rispetto al tempo di dimezzamento del nuclide genitore (condizione di "equilibrio secolare"). Per ogni atomo del nuclide figlio che decade, se ne forma uno nuovo a spese del nuclide genitore.

Quindi il principio di funzionamento del radonometro è quello di misurare la concentrazione di attività del radon tramite i suoi prodotti di decadimento, in condizione di equilibrio di attività. Utilizzano la modalità di misura "Sniff" del RAD7, lo strumento misura ^{222}Rn e ^{220}Rn tramite il solo decadimento diretto in ^{218}Po e ^{216}Po rispettivamente, ignorando le emissioni α dei decadimenti successivi (con maggiori tempi di dimezzamento): questa modalità permette letture più rapide ed è quella utilizzata per tutte le misure di radon del presente lavoro. I tempi di risposta dello strumento sono pertanto funzione del tempo necessario al raggiungimento dell'equilibrio di attività tra ^{222}Rn e ^{218}Po , equivalente a circa 15 minuti. L'equilibrio tra ^{220}Rn e ^{216}Po è molto più rapido ed è raggiunto in meno di un secondo. La modalità "Normal", includendo l'analisi di altri isotopi, aumenta il livello di precisione delle misure (errore minore), ma necessita di maggiori tempi di risposta.

Il RAD7 è in grado di effettuare un monitoraggio in continuo delle concentrazioni di attività, con la possibilità di suddividere una misura in più intervalli di conteggio (cicli), dei quali si può impostare la durata. Alla fine di ogni ciclo, viene fornito il relativo valore di concentrazione. Lo strumento è fornito di una pompa aspirante che permette di far fluire l'aria

dai pori del suolo all'interno del sistema di misura, fino alla cella del rivelatore. Effettuando una misura in continuo, a partire dall'istante iniziale con ^{218}Po assente all'interno del sistema, la concentrazione di attività aumenta fino a raggiungere il valore all'equilibrio con il ^{222}Rn , corrispondente alla concentrazione del gas presente nel suolo. La curva di crescita è definita dall'equazione:

$$C_t = C_{EQ}(1 - e^{-\lambda t}) \quad (10)$$

in cui:

C_t : concentrazione di attività misurata dal rivelatore al tempo t ;

C_{EQ} : concentrazione all'equilibrio corrispondente alla concentrazione nel suolo;

λ : costante di decadimento del ^{218}Po .

La figura 17 mostra una curva di crescita della concentrazione di ^{222}Rn , ottenuta con dati sperimentali (in blu), il cui andamento si discosta leggermente dalla curva di crescita teorica (in rosso) a causa dell'influenza dei fattori ambientali e delle tecniche strumentali. Nelle misure di *soil radon* è stato stabilito di effettuare cicli della durata di 5 minuti, ripetuti fino al raggiungimento dell'equilibrio di attività.

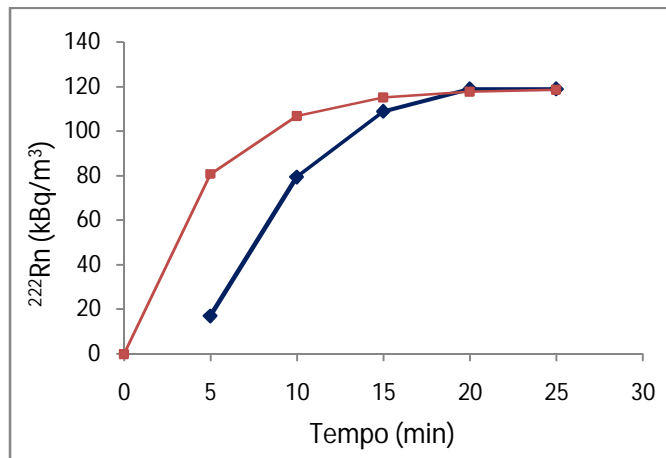


Figura 17. Curva di crescita teorica (in rosso) e sperimentale (in blu) della concentrazione di attività di ^{222}Rn all'interno dello strumento di misura (radonometro).

Discorso analogo può essere fatto per il ^{216}Po (per la misura del ^{220}Rn), ma in questo caso l'equilibrio di attività viene raggiunto in meno di un secondo, pertanto la curva di crescita non è visibile e i diversi cicli di misura mostrano un valore già all'equilibrio.

Il radonometro ha un *range* di rilevabilità della concentrazione di attività di $4 \div 400000 \text{ Bq/m}^3$ (con *background* vicino a zero la soglia minima di rilevabilità può essere inferiore al valore indicato). Il RAD7 fornisce, durante la misura, il valore di una serie di parametri strumentali di controllo, tra i quali temperatura e umidità relativa dell'aria nella cella interna in cui è alloggiato il rivelatore.

5.3 Sistema di misura dei flussi superficiali (radon e CO_2)

Utilizzando un sistema strumentale simile a quello descritto nel paragrafo 5.1, è possibile misurare i gas provenienti dal suolo, in termini di flusso all'interfaccia con l'atmosfera. In questo caso, l'asta cava viene sostituita da una camera di accumulo, con collegamenti in serie, tramite tubi in vinile, al cilindro di materiale essiccante e quindi allo strumento di conteggio (diverso a seconda del gas che si vuole misurare). Altra differenza rispetto al sistema di misura del *soil radon* è che in questo caso il sistema è chiuso: dopo aver attraversato la camera di conteggio, il gas passa attraverso la valvola di *outlet* dello strumento e viene nuovamente immesso nella camera di accumulo.

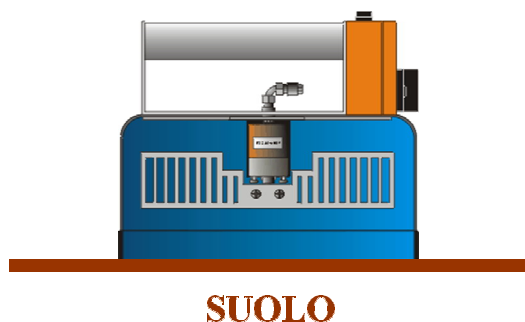


Figura 18. Camera di accumulo per la misura dei flussi superficiali di gas (figura tratta da [15], modificata).

La camera di accumulo (figura 18) è costituita da una “pentola”, un recipiente aperto su tutta la superficie di base, che viene poggiato sulla superficie del suolo. Pertanto all’interno della camera, e quindi del sistema di misura, si accumula il gas esalato all’interfaccia suolo-atmosfera. La camera di accumulo è fornita di una ventola che favorisce l’omogeneizzazione del gas e la sua circolazione all’interno del sistema di misura.

Per la misura del flusso superficiale di radon dal suolo, la camera di accumulo viene collegata ad un radonometro (figura 19). Nel caso della misura del flusso superficiale di CO₂, viene utilizzato uno spettrometro ad infrarosso.

Il flusso di radon dal suolo viene calcolato tramite i valori di concentrazione di attività misurati all’interno del sistema chiuso. In questo caso l’equilibrio di attività si deve stabilire all’interno del sistema anche tra ²²⁶Ra (contenuto nel mezzo sorgente suolo) e ²²²Rn, e ciò avviene in circa 19 giorni. La curva di crescita della concentrazione di attività ha un andamento rettilineo nelle prime 24 ore, pertanto conoscendo lo *slope* della retta in questione e utilizzando opportune equazioni matematiche, è possibile calcolare la concentrazione di attività all’equilibrio. Per la costruzione della retta si ottengono i risultati migliori con cicli di misura di lunga durata (minore errore strumentale associato) e ripetuti più volte per ottenere un numero sufficiente di punti. Ne consegue che le misure di flusso di radon dal suolo richiedono un intervallo di tempo di diverse ore. I tempi di risposta del thoron sono molto più brevi e l’equilibrio tra ²²⁴Ra e ²²⁰Rn viene raggiunto in circa 5 minuti; pertanto la misura del flusso di radon dal suolo relativa a tale isotopo, può risultare più agevole rispetto al ²²²Rn.



Figura 19. Sistema di misura del flusso di radon dal suolo.

5.4 Sistema di misura della permeabilità intrinseca del suolo

Il rilievo *in situ* del parametro permeabilità intrinseca può essere effettuato tramite la misura del tempo necessario per l'aspirazione di un volume noto di aria dai pori del suolo, sotto l'azione di una differenza di pressione nota.

Nel presente lavoro è stato utilizzato il RADON-JOK [16], prodotto dalla "RADON v.o.s." appositamente per valutare la permeabilità del suolo in relazione al gas radon. Lo strumento consente il pompaggio di aria dal terreno, sfruttando l'energia prodotta da un sistema di tipo meccanico. Un supporto a treppiedi sostiene una cella di gomma compressibile che, spinta verso il basso da un peso cilindrico, si apre scorrendo lungo un'asta metallica (figura 20). La cella compressibile, collegata con un tubo di gomma ad un'asta cava infissa nel terreno, consente di aspirare aria dai pori del suolo. Tra la cella e il tubo di gomma è presente un rubinetto che viene aperto nel momento di inizio della misura. L'inizio e la fine del movimento di apertura della cella compressibile lungo l'asta metallica, sono evidenziati da un segnale acustico e luminoso. Il tempo di apertura della cella è correlabile alla permeabilità intrinseca del suolo.

Lo strumento utilizzato ha una soglia minima di rilevabilità della permeabilità intrinseca di $5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$, ed una soglia massima di $1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$.



Figura 20. Sistema di misura della permeabilità intrinseca del suolo (figura tratta da [16]).

5.5 Strumenti per misure di spettrometria γ

Sono state effettuate misure di spettrometria γ sia su campioni prelevati in campagna ed analizzati in laboratorio, sia direttamente *in situ*, rilevando la radioattività del suolo superficiale in valle della Caffarella. Per le analisi di laboratorio è stato utilizzato uno spettrometro γ con rivelatore a semiconduttore (germanio iperpuro); per le misure di campagna è stato utilizzato uno spettrometro γ portatile con rivelatore a scintillazione (ioduro di sodio attivato al tallio).

I due strumenti differiscono per efficienza (rapporto tra numero di impulsi registrati e numero di disintegrazioni realmente avvenute) e risoluzione (capacità di discriminare le diverse energie delle radiazioni). I rivelatori a ioduro di sodio attivato al tallio hanno un'elevata efficienza, bassa risoluzione e tempi di misura più brevi (Friedlander et al., 1981). I rivelatori al germanio, al contrario, hanno efficienza molto inferiore, ma migliore risoluzione (da cinque ad otto volte superiore). La buona risoluzione di un rivelatore al germanio permette la discriminazione di radionuclidi con energie molto vicine tra loro, ma comporta tempi e costi maggiori; l'elevata efficienza di un rivelatore allo ioduro di sodio permette una misura generale della radioattività γ con una raccolta dati più spedita, adattandosi meglio alle esigenze di un lavoro di campagna. Pertanto nel presente lavoro è stato utilizzato il rivelatore a semiconduttore per la misura della concentrazione di elementi precursori del radon (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra) e di ^{40}K nei campioni di roccia prelevati, mentre il rivelatore a scintillazione è stato utilizzato per una determinazione della radioattività γ totale del suolo.

Lo spettrometro γ da laboratorio (figura 21) è costituito dal rivelatore al germanio iperpuro racchiuso in un criostato collegato, a sua volta, ad un *dewar* contenente azoto liquido. La geometria del rivelatore è di tipo coassiale, caratterizzata da un elettrodo impiantato sulla superficie più esterna del cristallo di germanio, per tutta la sua lunghezza, e da un secondo elettrodo cilindrico collocato all'interno del cristallo, mediante la rimozione del nucleo del cristallo stesso e la successiva realizzazione di un contatto per l'intera superficie ottenuta. La funzione dell'azoto liquido è quella di mantenere la temperatura bassa per minimizzare la perdite di corrente del rivelatore e dare una migliore risoluzione possibile. Il criostato consente il trasferimento del calore dell'elemento rivelatore alla riserva di azoto liquido (Knoll, 1989). Incorporato nel criostato è presente un preamplificatore, che amplifica i segnali provenienti dal rivelatore per trasferirli dapprima ad un amplificatore e poi all'apparato di

misura. Alla fine il segnale viene memorizzato da un analizzatore multicanale, che genera uno spettro di emissione contenente informazioni sull'energia della radiazione e sul numero di colpi registrati. Per ottenere la conversione da colpi registrati a disintegrazioni per secondo, cioè per esprimere il contenuto in isotopi radioattivi come Bq/kg (come riportato in tabella 18, pagina 90) partendo da una misura in cps/kg, sono stati utilizzati opportuni *standard* di riferimento, analizzati sia in spettrometria γ , sia in spettrometria α .



Figura 21. Spettrometro γ da laboratorio con rivelatore a semiconduttore (germanio iperpuro).

Lo spettrometro γ da campagna (figura 22) è fornito di un rivelatore a scintillazione (contatore *Geiger-Müller*). Uno scintillatore è un materiale in grado di emettere radiazioni luminose quando viene attraversato da fotoni di alta energia o da particelle cariche. In questo caso il materiale è un cristallo inorganico (ioduro di sodio drogato con tallio). Le radiazioni luminose generate raggiungono un fotomoltiplicatore, costituito da un fotocatodo (catodo di materiale fotosensibile) e da elettrodi posti in un tubo di vetro sottovuoto. Il fotomoltiplicatore amplifica gli impulsi luminosi e li converte generando una corrente elettrica. Il preamplificatore ha, invece, la funzione di convertire in impulsi a bassa impedenza (che possono passare attraverso i cavi senza subire perdite e distorsione del segnale) gli impulsi ad alta impedenza; in questo modo tutti gli impulsi possono raggiungere l'amplificatore e successivamente l'analizzatore, che classifica gli impulsi in ampiezze e li memorizza. Le

informazioni finali memorizzate possono essere facilmente trasformate in dati mediante codifica analogica o digitale.

L'efficienza del rivelatore a scintillazione è influenzata dalla posizione della sorgente rispetto al rivelatore: più lontana è la sorgente, meno sono le disintegrazioni registrate. Pertanto nella misura di radioattività γ totale del suolo è opportuno posizionare lo spettrometro direttamente sulla superficie del terreno, parallelamente ad essa.



Figura 22. Spettrometro γ da campagna con rivelatore a scintillazione (ioduro di sodio drogato con tallio).

Capitolo 6

Procedure di elaborazione del dato

6.1 Concentrazione di ^{222}Rn e ^{220}Rn nel suolo

I parametri numerici forniti dalle strumentazioni descritte nel capitolo 5, necessitano di procedimenti di elaborazione e correzione per ottenere il dato di interesse. Lo strumento che rileva la concentrazione di attività del radon, il radonometro RAD7, fornisce contemporaneamente i valori di ^{222}Rn e ^{220}Rn per ogni ciclo di misura, esprimendoli in termini di disintegrazioni per secondo per unità di volume (Bq/m^3). Ciascuna misura di *soil radon* effettuata per il presente lavoro ha generalmente una durata complessiva di 25 minuti, con cicli della durata di 5 minuti, fino al raggiungimento dell'equilibrio di attività tra ^{222}Rn e ^{218}Po . I dati sperimentali mettono in evidenza che i valori di ^{222}Rn dei primi 4 cicli di misura sono crescenti, e che di solito il quinto ciclo fornisce un valore simile al quarto (figura 17, pagina 74), confermando il raggiungimento di una condizione di equilibrio di attività. Il procedimento prevede quindi l'utilizzo del valore medio (media aritmetica) di ^{222}Rn dei primi due cicli di misura, a partire dal quarto, i cui valori presentino una deviazione standard inferiore al 10% rispetto al valore più alto. Per quanto riguarda il ^{220}Rn , l'equilibrio di attività con il ^{216}Po viene raggiunto in meno di un secondo, pertanto i cicli di misura effettuati forniscono valori di thoron simili tra loro. Constatato sperimentalmente il raggiungimento di tale equilibrio, il dato di concentrazione di ^{220}Rn nel suolo viene ricavato dalla media aritmetica dei valori dei diversi cicli di misura.

Prima di acquisire i dati di concentrazione di ^{222}Rn e ^{220}Rn nel suolo seguendo i procedimenti appena descritti, è necessario prendere in considerazione due aspetti importanti:

- il parametro misurato è la concentrazione nel suolo di un elemento radioattivo;
- il volume di aria da analizzare deve essere trasportato dai pori del suolo alla cella interna del radonometro, e questo necessita di un determinato intervallo di tempo.

Tale intervallo di tempo è un fattore che va necessariamente considerato, dal momento che nel trascorrere di esso, la concentrazione di attività del radon nel volume di aria va diminuendo in

conseguenza del suo decadimento. Quindi una parte del radon viene persa nel percorso dal suolo allo strumento di misura; per valutare tale perdita è necessario conoscere il tempo di percorrenza del volume di aria da analizzare e la velocità con cui decade il radon. Per calcolare il tempo di percorrenza (t) si utilizza l'equazione:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (11)$$

in cui:

V: volume libero all'interno del sistema di misura;

Q: portata della pompa del radonometro (0.5 L/min).

Il volume libero all'interno del sistema di misura varia in funzione del diverso tipo di sonda (asta cava) utilizzata (vedere paragrafo 7.6.1). In tabella 13 sono riportati i valori del volume e quindi del tempo calcolato per le diverse sonde.

Tabella 13. Parametri per il calcolo del valore effettivo di concentrazione di radon nel suolo, in funzione del diverso tipo di sonda utilizzata.

Sonda	V (m ³)	Tempo (s)
RPS3-RPS4	0.00130	156
AMS	0.00122	146
RADON-JOK	0.00121	145

Dai dati in tabella risulta che il tempo di percorrenza è all'incirca di 2.5 minuti, in relazione al quale vanno prese in considerazione le velocità di decadimento dei due isotopi del radon. Il ²²²Rn ha un tempo di dimezzamento di 3.825 giorni: la quantità che decade in 2.5 minuti è minima e trascurabile (inferiore all'errore associato). Il ²²⁰Rn ha un tempo di dimezzamento di 54.5 secondi: l'ordine di grandezza è quello del tempo di percorrenza (t) e la quantità che viene persa è notevole. Occorre quindi effettuare una correzione del valore medio della concentrazione misurata di ²²⁰Rn, mentre il valore medio misurato del ²²²Rn all'equilibrio può essere considerato valido e acquisito. Considerando una concentrazione di attività iniziale (A₀) di thoron, corrispondente a quella presente nel suolo che si vuole misurare, lo strumento rileva una concentrazione di attività (A_t) al tempo t, necessario per trasportare il volume di

aria dai pori del suolo alla camera di conteggio. Le due quantità sono legate dall'equazione del decadimento radioattivo:

$$A_t = A_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (12)$$

Esprimendo l'equazione in funzione del parametro che si vuole calcolare, si ottiene:

$$A_0 = A_t \cdot e^{\lambda t} \quad (13)$$

Utilizzando la costante di decadimento del ^{220}Rn ($\lambda = 0.0124 \text{ s}^{-1}$) e il tempo calcolato in funzione del tipo di sonda utilizzata (tabella 13), si può ottenere il valore di un fattore di correzione da applicare come prodotto alla concentrazione di attività misurata di ^{220}Rn . Con il sistema di misura utilizzato, tale fattore di correzione è compreso tra 6 e 7.

6.2 Calcolo dell'errore associato

Il calcolo dell'errore associato ad ogni valore di *soil radon* fornito, è stato effettuato utilizzando il metodo della propagazione dell'errore, considerando i diversi contributi che determinano l'incertezza del valore.

Innanzitutto lo strumento di misura, il RAD7, fornisce per ogni valore di concentrazione di attività, un valore di incertezza 2σ (intervallo di confidenza al 95.45%) derivante da stime di precisione basate su conteggi statistici [14].

Altro contributo all'errore è fornito dal procedimento di elaborazione del dato, che prevede l'utilizzo di un valore derivante da una media aritmetica. Quindi a tale valore medio può essere associata una deviazione standard (σ).

Considerando questi due diversi contributi (a e b), e uniformando i valori ad un grado di incertezza σ (intervallo di confidenza al 68.27%), per il calcolo dell'errore associato (u) è stata utilizzata la seguente equazione:

$$u = \sqrt{a^2 + b^2} \quad (14)$$

6.3 Efficienza del rivelatore e correzioni

L'efficienza del rivelatore del radonometro può essere influenzata dalle condizioni fisiche esistenti all'interno della cella di conteggio al momento della misura. In particolare nel presente lavoro è stata analizzata l'incidenza di umidità relativa e temperatura dell'aria. In condizioni normali di lavoro, l'umidità relativa dell'aria nella cella interna del radonometro è inferiore al 10%, e la sua temperatura è compresa nell'intervallo $0^\circ \div 40^\circ \text{C}$, corrispondente al *range* operativo indicato nelle caratteristiche tecniche dello strumento [14]. È stato sperimentalmente verificato che sia valori di umidità relativa al di sopra del 10%, sia valori di temperatura superiori ai 40°C , causano una riduzione dell'efficienza del rivelatore con conseguente sottostima del *soil radon*.

L'effetto dell'umidità relativa dell'aria è stato illustrato nel paragrafo 5.1. La temperatura è un parametro di influenza di diversi fenomeni fisici che avvengono in prossimità del rivelatore, laddove si genera il campo elettrico che spinge gli isotopi carichi positivamente sulla superficie del rivelatore stesso.

Con l'espressione "effetto *trapping*" viene definito il fenomeno per cui la carica elettrica è catturata da un "centro di impurità" ed è temporaneamente ostacolata nel processo di trasporto verso la superficie del rivelatore. Si può introdurre un parametro, il tempo medio speso dalla carica nella trappola, fortemente dipendente dalla temperatura, secondo una proporzionalità diretta [17].

Altro fenomeno è il cosiddetto "effetto *plasma*", che si verifica nell'analisi di ioni pesanti. Si produce una densa nube di coppie elettrone-lacuna nella quale le cariche non sono inizialmente soggette al campo elettrico generato dalla differenza di potenziale applicata. Si ha quindi un tempo di ritardo tra la creazione delle coppie di cariche (che può essere considerata istantanea) e la generazione dell'impulso nel rivelatore. A causa dell'esistenza di una densa nube di coppie elettrone-lacuna in una regione a campo elettrico inizialmente nullo, le cariche possono essere soggette ad un processo di ricombinazione, con conseguente perdita di ioni altrimenti soggetti a deposizione elettrostatica sulla superficie del rivelatore [17]. Un aumento della temperatura causa un incremento dell'energia termica e quindi della mobilità degli ioni: aumenta la probabilità che si verifichino processi di ricombinazione (Roca et al., 2004).

Le misure di *soil radon* sono state effettuate sempre in condizione di umidità relativa dell'aria nella cella interna del radonometro (RH_c) inferiore al 10%. Tuttavia sono state effettuate alcune misure di prova nell'intervallo di umidità relativa 10 ÷ 40 %, per verificare l'influenza di tale parametro sull'efficienza del rivelatore. A causa del limitato numero di misure, le indicazioni possono essere solo di carattere generale (tabella 14).

Tabella 14. Percentuali di *soil radon* misurato in funzione del valore di umidità relativa dell'aria nella cella interna del radonometro.

RH_c (%)	<i>Soil radon</i> misurato
≤ 10	100 %
20	90 %
30	70 %
40	40 %

I dati sperimentali hanno evidenziato una progressiva riduzione dell'efficienza del rivelatore all'aumentare del valore di umidità relativa. Rispetto al valore effettivo del gas presente nel suolo, equivalente al 100% e riscontrato per $RH_c \leq 10\%$, la diminuzione percentuale di *soil radon* misurato all'aumentare dell'umidità relativa, segue un andamento di questo tipo:

- da 11 a 20 % di $RH_c \rightarrow 1\%$ *soil radon* per 1% RH_c
- da 21 a 30 % di $RH_c \rightarrow 2\%$ *soil radon* per 1% RH_c
- da 31 a 40 % di $RH_c \rightarrow 3\%$ *soil radon* per 1% RH_c

Per quanto riguarda la temperatura dell'aria nella cella interna del radonometro, lavorando in campagna nei periodi estivi più caldi, nonostante l'utilizzo di opportuni accorgimenti, non è stato sempre possibile mantenere il valore al di sotto dei 40°C, indicato come limite operativo. Utilizzando una serie di misure di *soil radon* effettuate nei mesi di luglio e agosto 2009, sono state ricavate delle equazioni che permettono di correggere il valore sottostimato in funzione della riduzione dell'efficienza del rivelatore dovuta all'aumento della temperatura oltre i 40°C. Per ottenere equazioni che forniscano una correzione certa, sarebbe necessario disporre di un elevato numero di conteggi statistici; le equazioni (15) e (16) di seguito proposte, ed utilizzate nel presente lavoro, hanno permesso comunque di ottenere valori di *soil radon* la cui sottostima è sicuramente limitata.

$${}^{222}\text{Rn}_c = \frac{{}^{222}\text{Rn}_m}{3.4 - 0.06 \cdot T_c} \quad (15)$$

$${}^{220}\text{Rn}_c = \frac{{}^{220}\text{Rn}_m}{1.8 - 0.02 \cdot T_c} \quad (16)$$

in cui:

Rn_c : *soil radon* corretto;

Rn_m : *soil radon* misurato;

T_c : temperatura dell'aria nella cella interna del radonometro (°C).

6.4 Calcolo della permeabilità intrinseca del suolo

Utilizzando la strumentazione da campagna descritta nel paragrafo 5.4, il RADON-JOK [16], è possibile ricavare il valore della permeabilità intrinseca del suolo (k) conoscendo le caratteristiche tecniche dello strumento e misurando il tempo necessario per l'aspirazione di un volume noto di aria dai pori del suolo, sotto l'azione di una differenza di pressione nota. Viene utilizzata la seguente equazione (Barnet et al., 2008):

$$k = \frac{V \cdot \mu}{F \cdot \Delta p \cdot t} \quad (17)$$

in cui:

V : volume d'aria nella cella di gomma compressibile (volume noto aspirato);

μ : viscosità dinamica dell'aria a 10°C;

F : fattore di forma dell'asta cava infissa nel terreno;

Δp : differenza di pressione tra la superficie e la profondità di misura;

t : tempo di apertura della cella (tempo di aspirazione).

Capitolo 7

Soil radon: caratteristiche e parametri di influenza

7.1 Influenza del tipo di substrato geologico

Nel periodo compreso tra dicembre 2007 e luglio 2010, sono state effettuate una serie di misure della concentrazione di attività di radon nel suolo nell'area della valle della Caffarella (Roma), a 30 e a 80 cm circa di profondità dal piano campagna, e secondo tre profili verticali, dalla porzione più superficiale di suolo fino ad un metro di profondità. Nella tabella 15 sono indicati, per ogni punto di misura, il tipo di substrato geologico al di sotto del suolo nel quale è stata misurata la concentrazione di radon, la profondità e il periodo di misura. L'elenco completo contenente i risultati di tutte le misure effettuate è riportato in fondo al volume, nelle appendici A, B, C. Le valutazioni fatte nel presente capitolo si basano, oltre che su tali misure, anche su tutte quelle effettuate nel corso delle campagne del 2009 e 2010 per la mappatura del radon in Caffarella (appendici E, F).

Tabella 15. Punti di misura della concentrazione di radon nel suolo nell'area della valle della Caffarella (Roma).

Punto di misura	Substrato geologico	Profondità da p.c. (cm)	Periodo di misura
C1	membro "Pozzolanelle" (VSN2)	30	dicembre 2007 – luglio 2010
C1	membro "Pozzolanelle" (VSN2)	80	settembre 2008 – luglio 2010
C2	unità "Pozzolane Rosse" (RED)	30	dicembre 2007 – novembre 2008
C3	depositi alluvionali (a2)	30	febbraio – novembre 2008
C4	membro "Tufo Lionato" (VSN1)	30	febbraio – novembre 2008
C5	terreni di riporto (RIP)	30	febbraio – novembre 2008
C6	unità "Pozzolane Rosse" (RED)	80	gennaio 2009
RPS1	membro "Pozzolanelle" (VSN2)	80	gennaio – febbraio 2009
RPS3	membro "Pozzolanelle" (VSN2)	90	febbraio 2009 – luglio 2010
RPS4	depositi alluvionali (a2)	85	aprile 2009 – luglio 2010
ALL	depositi alluvionali (a2)	80	marzo 2009
PP0	membro "Pozzolanelle" (VSN2)	da 15 a 95	marzo 2008
PP1	membro "Pozzolanelle" (VSN2)	da 30 a 100	aprile 2009
PP2	unità "Pozzolane Rosse" (RED)	da 30 a 100	aprile 2009

La collocazione dei punti riportati in tabella 15 è indicata nel paragrafo 4.8. È opportuno precisare che solo i punti RPS1, RPS3, RPS4 sono stati forniti di aste cave di misura lasciate fisse nel suolo. Per ognuno dei punti C1, C2, C3, C4, C5, C6 le misure sono state ripetute nello stesso sito, ma necessariamente distribuite in un areale di qualche metro. La sigla ALL si riferisce a 7 misure effettuate in due diversi settori dove affiorano depositi alluvionali: una misura circa 300 m a NW del “Casale della Vaccareccia” e 6 misure in un settore posto 200÷300 m a S-SW del casale (in questo settore punti di misura consecutivi hanno distanze comprese tra i 35 e i 90 m). Nei punti PP0, PP1, PP2 sono stati effettuati dei profili verticali: per ognuno dei punti le misure sono state ripetute aumentando progressivamente la distanza dal piano campagna.

I valori di concentrazione di ^{222}Rn e ^{220}Rn misurati sono stati elaborati per ottenere i dati riportati nelle tabelle 16 e 17 (riferite rispettivamente alle profondità di misura di 30 e 80 cm da p.c.), suddivisi in base al tipo di substrato geologico. Per prima cosa le concentrazioni sono state elaborate come medie mensili, calcolate come media aritmetica (AM). I valori riportati nelle tabelle 16 e 17 si riferiscono alla media aritmetica dei soli mesi in cui il dato è disponibile per ogni tipo di substrato geologico. Quindi i valori sono indicativi della correlazione con la variazione del substrato geologico, ma non forniscono un’indicazione generale come potrebbe essere il valore medio annuo della concentrazione di radon.

Tabella 16. Concentrazione di radon nel suolo alla profondità di 30 cm da p.c.: media aritmetica dei valori relativi ai mesi di febbraio, maggio, giugno, luglio, settembre, novembre 2008.

Substrato geologico	<i>Soil</i> ^{222}Rn (Bq/m ³)		<i>Soil</i> ^{220}Rn (Bq/m ³)	
	AM	dev.st.	AM	dev.st.
unità “Villa Senni” (VSEU)	17216	19785	310224	67063
unità “Pozzolane Rosse” (RED)	13844	12805	336905	293859
terreni di riporto (RIP)	7013	5949	318735	269873
depositi alluvionali (a2)	6461	3865	160522	68230

Tabella 17. Concentrazione di radon nel suolo alla profondità di 80 cm circa da p.c.: media aritmetica dei valori relativi ai mesi di marzo, aprile, agosto 2009 e luglio 2010.

Substrato geologico	<i>Soil</i> ^{222}Rn (Bq/m ³)		<i>Soil</i> ^{220}Rn (Bq/m ³)	
	AM	dev.st.	AM	dev.st.
unità “Villa Senni” (VSEU)	59943	30658	414020	139268
unità “Pozzolane Rosse” (RED)	50336	24943	346910	89342
terreni di riporto (RIP)	34169	13335	298791	96576
depositi alluvionali (a2)	12231	7667	168963	34650

Le due tabelle mostrano una situazione simile alle profondità di 30 e 80 cm. I valori più alti, sia delle concentrazioni di ^{222}Rn sia di ^{220}Rn , sono stati misurati nei suoli con substrato di natura vulcanica; in particolare i valori tendono ad essere maggiori nei suoli sviluppati sull'unità di "Villa Senni" (VSEU) rispetto a quelli sull'unità delle "Pozzolane Rosse" (RED). I terreni di riporto hanno valori minori rispetto ai suoli su substrato vulcanico, ma in alcuni casi tendono ad avvicinarsi ad essi: i materiali di riporto presenti nell'area della valle della Caffarella sono perlopiù a matrice vulcanica. Inoltre i terreni di riporto possono presentare valori molto variabili, in funzione della natura eterogenea del materiale. I valori di concentrazione di radon più bassi sono quelli misurati nei suoli alluvionali. In questo caso, oltre alle caratteristiche composizionali, incide la bassa permeabilità del materiale: questo parametro può avere un'incidenza notevole quando si utilizza un sistema di misura con strumentazione che aspira in automatico aria dal suolo (si veda paragrafo 7.1.2).

7.1.1 Contenuto in elementi precursori

Il contenuto degli elementi precursori del radon è fondamentale nel determinare la concentrazione del gas nel suolo. Per definire le concentrazioni di uranio, torio, radio e potassio, è stata svolta un'analisi di laboratorio in spettrometria γ , su 70 campioni di roccia e suolo prelevati nell'area della valle della Caffarella (per la collocazione dei punti di prelievo dei campioni si veda paragrafo 4.8). Sono stati analizzati 10 campioni per ognuna delle seguenti litologie:

- membro delle "Pozzolanelle" (VSN2) dell'unità di "Villa Senni" (VSEU);
- membro del "Tufo Lionato" (VSN1) dell'unità di "Villa Senni";
- membro del "Tufo Lionato" in facies fortemente alterata (VSN1*);
- unità delle "Pozzolane Rosse" (RED).

Sono stati analizzati 5 campioni per ogni suolo sviluppato sulle litologie sopra elencate, 5 campioni di depositi alluvionali (a2) e 5 campioni di suolo alluvionale. I suoli sono stati campionati ad una profondità media di $15 \div 20$ cm dal piano campagna.

La tabella 18 riporta le concentrazioni medie misurate degli isotopi ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , calcolate come media aritmetica (AM). Ogni valore relativo a VSEU e suolo VSEU è ottenuto

mediando prima i valori di VSN1 e VSN1*, e mediando poi il valore ottenuto con il valore di VSN2 (la deviazione standard di VSEU è relativa a quest'ultima media).

Tabella 18. Valori medi della concentrazione di elementi precursori del radon e di ⁴⁰K, in campioni di rocce e suoli prelevati in valle della Caffarella.

Rocce e suoli	²³⁸ U (Bq/kg)		²²⁶ Ra (Bq/kg)		²³² Th (Bq/kg)		⁴⁰ K (Bq/kg)	
	AM	dev.st.	AM	dev.st.	AM	dev.st.	AM	dev.st.
VSN2	80.2	22.8	83.6	18.9	207.5	12.7	674.1	202.3
VSN1	94.4	15.5	103.9	10.6	216.9	13.2	894.4	662.0
VSN1*	74.9	16.5	76.9	10.6	147.8	8.6	632.8	39.2
VSEU	82.4	3.2	87.0	4.8	194.9	17.8	718.9	63.3
RED	171.0	8.3	167.4	8.3	238.2	9.5	1118.5	550.0
a2	72.6	6.3	92.4	7.7	110.0	9.8	723.8	69.8
suolo VSN2	132.8	8.7	150.4	4.9	220.9	4.7	287.3	44.8
suolo VSN1	128.9	22.3	142.0	24.5	206.2	25.0	537.9	208.8
suolo VSN1*	116.7	19.9	132.0	12.0	206.2	8.6	521.1	57.7
suolo VSEU	127.8	7.1	143.7	9.5	213.6	10.4	408.4	171.3
suolo RED	122.8	7.8	139.1	3.8	229.6	2.0	694.9	149.6
suolo a2	86.8	24.1	114.7	12.7	148.3	24.7	741.1	133.2

Per poter fare un confronto diretto con i dati di concentrazione di *soil radon*, bisogna considerare il contenuto in radionuclidi dei suoli. Per l'analisi di laboratorio in spettrometria γ i suoli sono stati campionati ad una profondità media di 15 ÷ 20 cm dal piano campagna, per cui un confronto più significativo potrebbe essere con le concentrazioni di radon nel suolo misurate alla profondità di 30 cm. A questa profondità però si ha una maggiore variabilità spaziale e temporale del *soil radon* (come viene illustrato nel paragrafo 7.5), per cui potrebbe essere più opportuno utilizzare i dati delle misure a 80 cm di profondità. Nella tabella 19 sono sintetizzati i dati di confronto, presi dalle tabelle 16, 17 e 18.

Tabella 19. Confronto del contenuto in elementi precursori del radon con le concentrazioni del gas nel suolo.

	²³⁸ U (Bq/kg)	²²⁶ Ra (Bq/kg)	Soil ²²² Rn (Bq/m ³)		²³² Th (Bq/kg)	Soil ²²⁰ Rn (Bq/m ³)	
			30cm	80cm		30cm	80cm
suolo VSEU	127.8	143.7	17216	59943	213.6	310224	414020
suolo RED	122.8	139.1	13844	50336	229.6	336905	346910
suolo a2	86.8	114.7	6461	12231	148.3	160522	168963

I dati di tabella 19 mostrano una generale concordanza, nei rapporti relativi tra i vari tipi di suolo, tra la concentrazione di radon e il contenuto in elementi precursori (^{238}U e ^{226}Ra per il ^{222}Rn e ^{232}Th per il ^{220}Rn).

Ritornando ai dati di tabella 18 è possibile fare alcune considerazioni.

- I suoli sono generalmente arricchiti in uranio e radio rispetto alle litologie che li hanno generati. Nel determinare ciò, giocano un ruolo fondamentale la capacità di adsorbimento dei radionuclidi sulla superficie dei diversi minerali e i meccanismi di accumulo di uranio ad opera della materia organica (Lovley et al., 1991).
- Il torio mostra generalmente un frazionamento minore tra suolo e roccia madre, confermando le sue caratteristiche di minore solubilità e mobilità rispetto a uranio e radio. Il ^{232}Th presenta maggiori concentrazioni di attività rispetto a ^{238}U e ^{226}Ra , sia nelle rocce sia nei suoli.
- I suoli risultano impoveriti in potassio rispetto alle litologie che li hanno generati. Questo è principalmente dovuto ai processi di alterazione che portano alla liberazione del potassio e alla sua sostituzione con altri elementi nella struttura dei minerali di nuova formazione: nel caso dei materiali presi in esame, può avere un ruolo importante il processo di analcimitizzazione, con il quale si ha trasformazione di leucite ($\text{K}[\text{AlSi}_2\text{O}_6]$) in analcime ($\text{Na}[\text{AlSi}_2\text{O}_6]\cdot\text{H}_2\text{O}$).
- Depositi e suoli alluvionali hanno minori concentrazioni di uranio, radio e torio rispetto ai litotipi vulcanici e relativi suoli, ma concentrazioni comunque elevate, a testimonianza del fatto che evidentemente i materiali alluvionali derivano dallo smantellamento di rocce magmatiche.
- Il rapporto di attività $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ (tabella 20) mostra valori generalmente vicini a 1 per i campioni di roccia, valori minori di 1 per i suoli su substrato vulcanico e valori ancora più bassi per depositi e suoli alluvionali. Questo mette in evidenza che per le rocce tende ad esserci una condizione di equilibrio radioattivo tra i due isotopi e quindi il sistema roccioso può essere considerato approssimativamente un sistema chiuso. Negli altri casi si ha a che fare con sistemi chimici aperti, in cui i processi di alterazione conducono ad un arricchimento relativo in radio.

Tabella 20. Rapporto di attività $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ e *activity concentration index* (I), calcolati sulla base dei valori di tabella 18 (campioni di rocce e suoli prelevati in valle della Caffarella).

Rocce e suoli	$^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$	I
VSN2	0.96	1.54
VSN1	0.91	1.73
VSN1*	0.97	1.21
VSEU	0.95	1.50
RED	1.02	2.12
a2	0.79	1.10
suolo VSN2	0.88	1.70
suolo VSN1	0.91	1.68
suolo VSN1*	0.88	1.64
suolo VSEU	0.89	1.68
suolo RED	0.88	1.84
suolo a2	0.76	1.37

In tabella 20 sono stati inoltre riportati i valori di *activity concentration index* (I), ottenuti utilizzando i dati di tabella 18. Tale indice, calcolato tramite l'equazione (1), dipende dalle concentrazioni di attività di ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , quindi fornisce un'indicazione sulla radioattività di un materiale (si veda paragrafo 2.10), ma non è un parametro che da solo può essere utilizzato per determinare il potenziale rilascio di radon. I campioni analizzati mostrano tutti un I maggiore del valore soglia 1, indicando che, se utilizzati come materiale strutturale da costruzione, potrebbero causare una concentrazione di radon *indoor* che superi il valore soglia di 200 Bq/m^3 (Radiation Protection 112, 1999).

7.1.2 Permeabilità intrinseca

La permeabilità intrinseca (proprietà del mezzo indipendente dalle caratteristiche peculiari del fluido che lo attraversa, espressa in m^2) è un parametro fondamentale di controllo del rilascio di radon all'interfaccia tra mezzo sorgente e atmosfera, sia nel caso di un sistema roccioso, sia di un suolo. Nel presente lavoro i dati sono stati acquisiti monitorando concentrazione di radon e permeabilità intrinseca (a partire da gennaio 2010) nel sistema suolo.

La permeabilità intrinseca del suolo influenza la possibilità di movimento del gas radon e agisce come fattore di controllo della concentrazione di *soil radon*. Una maggiore

permeabilità favorisce la migrazione del radon verso l'alto e la sua esalazione in atmosfera, di conseguenza una minore quantità rimane nel sistema suolo. A tal riguardo svolge un ruolo importante la permeabilità della porzione più superficiale di suolo, che può essere determinante nel favorire il rilascio di radon in atmosfera o il suo accumulo nel suolo. Infatti un accumulo significativo di radon può verificarsi in tutte quelle situazioni in cui si ha un brusco abbassamento della permeabilità superficiale, dovuto ad esempio a terreno gelato, copertura nevosa o anche ad interventi antropici come copertura con cemento o asfalto.

La permeabilità al gas radon è condizionata anche dal contenuto d'acqua del suolo, pertanto può variare in funzione di esso. L'effetto sia della permeabilità sia del contenuto d'acqua si manifestano nella variabilità stagionale del *soil radon*. L'argomento viene approfondito nei paragrafi 7.3, 7.4 e 7.5. Inoltre nel paragrafo 8.4 vengono illustrati e discussi i dati relativi alle campagne di misura effettuate nel 2010 per la realizzazione di mappe di *soil radon*, con la misura della permeabilità intrinseca *in situ*.

Un valore basso della permeabilità intrinseca può avere influenza anche sulla misura della concentrazione di *soil radon*, quando si utilizza una strumentazione fornita di una pompa che aspira in automatico aria dal suolo. Quello che accade è che, al diminuire della permeabilità, si ha una riduzione della portata della pompa e quindi del flusso d'aria attraverso il sistema. Di conseguenza aumenta il tempo che una massa d'aria impiega per venire trasportata all'interno dello strumento di misura: il tempo incide in modo significativo sul valore misurato di ^{220}Rn e non su quello di ^{222}Rn , in funzione dei diversi tempi di dimezzamento dei due isotopi.

In realtà nelle misure svolte per il presente lavoro, bassi valori di permeabilità hanno inciso in modo significativo anche sui valori di concentrazione di ^{222}Rn rilevati (si vedano i risultati delle campagne di misura effettuate nel 2009 per la realizzazione di mappe di *soil radon*, descritti nel paragrafo 8.3), in funzione del sistema di misura utilizzato. Usando un sistema che prevede la realizzazione di un preforo dove viene poi inserita l'asta cava di misura (o nel caso in cui, perforando direttamente con l'asta cava di misura, essa sia fornita di una punta di diametro maggiore rispetto al resto dell'asta), si può verificare aspirazione di aria atmosferica all'interno del sistema (vedere paragrafo 7.6.1): con una bassa permeabilità del suolo, questo fenomeno può avere un aumento notevole, facendo registrare un valore di concentrazione di *soil radon* molto più basso di quello reale.

Utilizzando un sistema di misura con asta cava la cui superficie esterna aderisce al suolo, potrebbe comunque verificarsi aspirazione di aria atmosferica, in funzione del volume di suolo interessato dalla misura. In questo caso il fenomeno sarebbe favorito da un alto valore della permeabilità intrinseca. Nel presente lavoro tale effetto è assente o trascurabile.

7.2 Influenza dei parametri atmosferici

Le misure di concentrazione di *soil radon* sia alla profondità di 30 cm sia di 80 ÷ 90 cm dal piano campagna, sono confrontate con i valori dei parametri temperatura e umidità relativa dell'aria, pressione atmosferica, velocità del vento e piovosità. Tali parametri sono acquisiti dalla stazione meteorologica Roma Ardeatina [18], dalla stazione meteorologica installata, per la presente indagine, presso il dipartimento di Scienze Geologiche dell'Università "Roma Tre" (denominata UniRoma3) e tramite strumentazione da campagna, collocata ogni volta in prossimità del punto di misura.



Figura 23. Collocazione delle stazioni meteorologiche di riferimento (figura tratta da [19], modificata).

La figura 23 mostra la collocazione delle due stazioni meteorologiche di riferimento: la stazione Roma Ardeatina (65 m s.l.m.) dista dal punto di misura del radon C1 circa 1750 m, la stazione UniRoma3 (30 m s.l.m.) circa 5000 m. La stazione di misura C1 dista 55 m dalla stazione RPS3. La distanza delle stazioni C2, C3, C4, C5 dalla stazione C1 è compresa tra i 270 e i 415 m (area del “Casale della Vaccareccia”).

Nel periodo compreso tra dicembre 2007 e novembre 2008 sono state effettuate misure di concentrazione di *soil radon* a 30 cm di profondità dal p.c. alle stazioni C1, C2, C3, C4, C5, misurando contemporaneamente i parametri atmosferici con strumentazione da campagna. Viene fatta un'analisi dei dati per verificare la possibile esistenza di una dipendenza dei valori di radon misurati (sia ^{222}Rn , sia ^{220}Rn) dai singoli parametri atmosferici. Data la complessità del sistema, nel quale agiscono contemporaneamente i diversi parametri che possono condizionare emanazione, migrazione ed esalazione del gas radon, risulta piuttosto difficile definire matematicamente tali relazioni. Pertanto si cerca esclusivamente di capire quali siano i più importanti parametri di influenza, utilizzando un livello base di analisi statistica, applicato ad un sistema di due variabili (la concentrazione di radon e il parametro possibile di influenza). Per ogni *data set* di coppie di valori viene utilizzato un modello lineare che definisce una funzione di regressione di primo grado, tralasciando l'analisi dei polinomi di grado superiore. Viene quindi definita la retta di regressione che minimizza al massimo il quadrato della distanza tra punto teorico e punto osservato definito da ogni coppia di valori. Nelle tabelle 21 e 22 sono riportati i valori del coefficiente di correlazione di Bravais-Pearson (R), definito dalla covarianza (differenza tra la media dei prodotti e il prodotto delle medie) divisa per il prodotto degli scarti quadratici medi (deviazioni standard) delle due variabili. Il coefficiente R assume valori compresi tra -1 e 1 definendo l'entità della correlazione (i valori -1 e 1 indicano correlazione perfetta, lo 0 nessuna correlazione) e il tipo (valori negativi indicano una correlazione inversa, positivi correlazione diretta tra le due variabili). È necessario inoltre capire se la correlazione trovata possa essere statisticamente significativa o dovuta al caso. Per fare ciò si è utilizzato il test della significatività della t di Student, con un livello di significatività scelto a 0.01. Questo significa che se il test viene superato (sono stati utilizzati valori critici per un test bilaterale), la correlazione è statisticamente significativa, ma rimane un 1 % di possibilità che sia dovuta al caso. Nelle tabelle è indicata inoltre la numerosità N (numero di coppie di valori disponibile) per ogni correlazione definita.

Tabella 21. Correlazione della concentrazione di *soil* ^{222}Rn a 30 cm di profondità da p.c., con i parametri (valore medio durante misura di radon) temperatura dell'aria (T_a), gradiente di temperatura tra aria e suolo a 30 cm ($\Delta T_{al} = T_a - T_{30}$), umidità relativa dell'aria (RH), pressione atmosferica (P_{atm}), velocità del vento (WS). Nelle righe contrassegnate dalla lettera t è indicato il risultato del test di significatività (s = correlazione statisticamente significativa, c = correlazione casuale). ND = dato non disponibile.

St. misura ^{222}Rn		C1	C2	C3	C4	C5
T_a (°C)	R	-0.760	-0.611	0.335	-0.476	0.055
	N	22	14	10	11	9
	t	s	c	c	c	c
ΔT_{al} (°C)	R	-0.261	-0.569		0.554	-0.032
	N	16	9	ND	6	5
	t	c	c		c	c
RH (%)	R	0.152	-0.167	-0.563	-0.045	-0.578
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	c	c	c
P_{atm} (hPa)	R	0.462	0.652	0.063	0.190	0.263
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	c	c	c
WS (km/h)	R	0.458	0.319	~ 0	0.138	0.507
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	c	c	c

Tabella 22. Correlazione della concentrazione di *soil* ^{220}Rn a 30 cm di profondità da p.c., con i parametri atmosferici (valore medio durante misura di radon).

St. misura ^{220}Rn		C1	C2	C3	C4	C5
T_a (°C)	R	~ 0	-0.197	-0.777	0.429	0.373
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	s	c	c
ΔT_{al} (°C)	R	-0.009	-0.247		0.567	-0.045
	N	16	9	ND	6	5
	t	c	c		c	c
RH (%)	R	-0.063	-0.462	-0.511	-0.707	-0.816
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	c	c	s
P_{atm} (hPa)	R	0.298	0.438	-0.148	0.295	0.200
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	c	c	c
WS (km/h)	R	0.045	~ 0	~ 0	-0.243	0.319
	N	22	14	10	11	9
	t	c	c	c	c	c

I dati riportati nelle tabelle 21 e 22 mostrano che le uniche osservazioni statisticamente significative (con un livello di significatività di 0.01) risultano essere:

- correlazione inversa tra la concentrazione di soil ^{222}Rn a 30 cm e la temperatura dell'aria (stazione C1);
- correlazione inversa tra la concentrazione di soil ^{220}Rn a 30 cm e la temperatura dell'aria (stazione C3);
- correlazione inversa tra la concentrazione di soil ^{220}Rn a 30 cm e l'umidità relativa dell'aria (stazione C5).

È importante precisare che in questa analisi statistica la numerosità campionaria è piuttosto bassa.

Lo stesso tipo di analisi statistica viene fatto sui dati di concentrazione di radon raccolti alle stazioni C1 (a 30 e a 80 cm di profondità da p.c.) e RPS3 (a 90 cm di profondità), confrontati con i parametri atmosferici registrati dalla stazione meteorologica Roma Ardeatina [18] e considerati come medie giornaliere (tabelle 23 e 24). Il periodo di misura del radon di ogni stazione è indicato in tabella 15 a pagina 87.

Tabella 23. Correlazione della concentrazione di *soil* ^{222}Rn con i parametri (valore medio giornaliero) temperatura dell'aria (T_a), gradiente di temperatura tra aria e suolo a 30 cm ($\Delta T_{a1} = T_a - T_{30}$) e tra aria e suolo a 90 cm ($\Delta T_{a2} = T_a - T_{90}$), umidità relativa dell'aria (RH), pressione atmosferica (P_{atm}), velocità del vento (WS). Nelle righe contrassegnate dalla lettera t è indicato il risultato del test di significatività (s = correlazione statisticamente significativa, c = correlazione casuale).

St. misura ^{222}Rn		C1 (30 cm da p.c.)	C1 (80 cm da p.c.)	RPS3 (90 cm da p.c.)
T_a (°C)	R	-0.718	-0.732	-0.810
	N	43	33	57
	t	s	s	s
ΔT_{a1} (°C)	R	-0.138	0.394	0.321
	N	25	12	18
	t	c	c	c
ΔT_{a2} (°C)	R	-	-	-0.591
	N	-	-	52
	t	-	-	s
RH (%)	R	0.445	0.556	0.554
	N	39	33	57
	t	s	s	s
P_{atm} (hPa)	R	0.202	-0.007	-0.105
	N	40	33	57
	t	c	c	c
WS (km/h)	R	-0.170	0.077	~ 0
	N	40	33	57
	t	c	c	c

Tabella 24. Correlazione della concentrazione di *soil* ^{220}Rn con i parametri atmosferici (valore medio giornaliero).

St. misura ^{220}Rn		C1 (30 cm da p.c.)	C1 (80 cm da p.c.)	RPS3 (90 cm da p.c.)
T_a (°C)	R	0.045	0.318	0.856
	N	41	32	56
	t	c	c	s
ΔT_{a1} (°C)	R	0.134	0.391	-0.444
	N	24	11	17
	t	c	c	c
ΔT_{a2} (°C)	R	-	-	0.270
	N	-	-	51
	t	-	-	c
RH (%)	R	-0.224	-0.270	-0.526
	N	37	32	56
	t	c	c	s
P_{atm} (hPa)	R	0.207	-0.179	-0.055
	N	38	32	56
	t	c	c	c
WS (km/h)	R	-0.184	0.228	-0.148
	N	38	32	56
	t	c	c	c

Nell'osservazione dei dati delle tabelle 23 e 24 è bene ricordare che per la stazione RPS3 le misure sono ripetute sempre nello stesso foro, mentre per la stazione C1 sono distribuite in un areale di qualche metro (ne consegue che nel secondo caso possono esserci ulteriori fattori di influenza). È opportuno inoltre far notare che le correlazioni sono ricavate per numerosità campionarie diverse. È possibile evidenziare quanto segue.

- Nessuna correlazione statisticamente significativa del *soil radon* con pressione atmosferica e con velocità del vento (come risulta anche dai dati di tabelle 21 e 22).
- Correlazione inversa tra la concentrazione di *soil* ^{222}Rn a 30, 80 e 90 cm e la temperatura dell'aria (figura 24).
- Correlazione diretta tra la concentrazione di *soil* ^{222}Rn a 30, 80 e 90 cm e l'umidità relativa dell'aria.
- Correlazione inversa tra la concentrazione di *soil* ^{222}Rn alla stazione RPS3 (90 cm da p.c.) e gradiente di temperatura tra aria e suolo a 90 cm.
- Correlazione della concentrazione di *soil* ^{220}Rn alla stazione RPS3 (90 cm da p.c.) diretta con la temperatura e inversa con l'umidità relativa dell'aria.

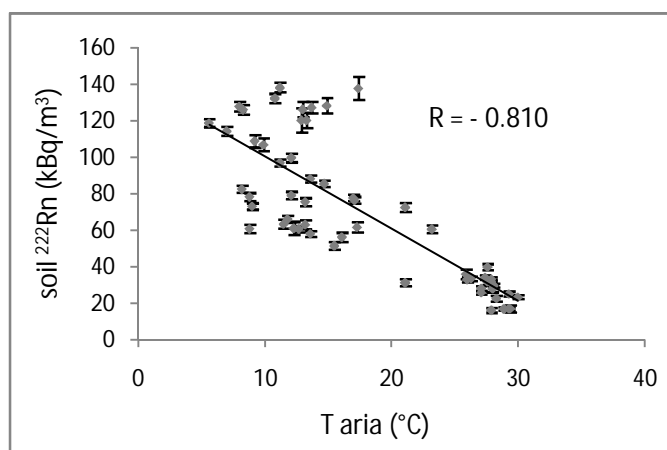


Figura 24. Correlazione tra la concentrazione di *soil* ^{222}Rn alla stazione RPS3 (90 cm da p.c.) e la temperatura dell'aria (retta di regressione e coefficiente di Bravais-Pearson).

A proposito dei gradienti di temperatura finora considerati è necessario mettere in evidenza che, mentre la temperatura del suolo è sempre quella rilevata durante la misura del radon, la temperatura dell'aria è quella rilevata durante la misura del radon nelle tabelle 21 e 22, ed è invece un valore medio giornaliero nelle tabelle 23 e 24. Quindi in quest'ultimo caso calcolare il gradiente tra atmosfera e suolo non è propriamente corretto, in quanto le temperature sono riferite a intervalli temporali diversi. Considerando che le misure sono state fatte solitamente durante le ore più calde della giornata, ne consegue che la media giornaliera tende a fornire una sottostima rispetto alla temperatura dell'aria durante la misura. In tal modo il gradiente di temperatura tra atmosfera e suolo a 30 cm tende ad essere quasi sempre negativo. Se il gradiente viene calcolato correttamente con la temperatura dell'aria durante la misura del radon (come fatto per le tabelle 21 e 22), operando nelle ore più calde, tende ad esserci un gradiente quasi sempre positivo. In entrambi i casi il gradiente tende ad avere lo stesso segno in inverno e in estate, e questo fa sì che non ci sia correlazione statisticamente significativa con la concentrazione di radon nel suolo (che invece mostra un trend stagionale). Anche nel caso del gradiente tra atmosfera e suolo a 90 cm (tabelle 23 e 24) si sottostima la temperatura dell'aria: questo fa sì che in inverno il gradiente sia negativo, mentre in estate riesce comunque a mantenersi positivo. Si crea in tal modo un trend stagionale apparente, che fornisce una correlazione statisticamente significativa, ma non reale, con il *soil* ^{222}Rn .

A parte è effettuata l'analisi statistica di confronto dei dati di concentrazione di radon nel suolo, con i dati pluviometrici registrati dalla stazione meteorologica UniRoma3. Per far

questo si sceglie di utilizzare la stazione di misura del radon RPS3 (90 cm da p.c.), che presenta il maggior numero di rilievi (numerosità pari a 57 per il ^{222}Rn , a 56 per il ^{220}Rn) ed è fornita di sonda fissa nel suolo. I dati di *soil radon* sono confrontati con la pioggia registrata subito prima della misura di radon, utilizzando diversi intervalli temporali, a partire da un'ora fino a 80 giorni (tabella 25).

Tabella 25. Coefficiente di correlazione di Bravais-Pearson tra *soil radon* (a 90 cm da p.c.) e pioggia precedente a misura di radon, considerata per diversi intervalli temporali.

	<i>soil</i> ^{222}Rn	<i>soil</i> ^{220}Rn		<i>soil</i> ^{222}Rn	<i>soil</i> ^{220}Rn
1h	0.095	-0.063	25 d	0.789	-0.758
24 h	0.346	-0.210	30 d	0.806	-0.782
2 d	0.469	-0.316	35 d	0.836	-0.778
3 d	0.564	-0.403	40 d	0.875	-0.811
4 d	0.616	-0.424	45 d	0.875	-0.844
5 d	0.658	-0.469	50 d	0.863	-0.851
6 d	0.716	-0.535	55 d	0.858	-0.897
7 d	0.707	-0.558	60 d	0.865	-0.903
8 d	0.695	-0.560	65 d	0.850	-0.913
9 d	0.778	-0.592	70 d	0.831	-0.918
10 d	0.822	-0.607	75 d	0.785	-0.914
15 d	0.784	-0.650	80 d	0.753	-0.892
20 d	0.792	-0.730			

I dati in tabella mostrano una correlazione evidente del *soil radon* con la piovosità, ma di tipo diverso per i due isotopi: diretta per il ^{222}Rn , inversa per il ^{220}Rn . Le uniche correlazioni statisticamente non significative sono risultate quelle con la pioggia a 24 ore per entrambi gli isotopi, con la pioggia a 1 e 2 giorni precedenti per il *soil* ^{220}Rn .

È importante tenere presente che un parametro di influenza ha un effetto sul *soil radon* funzione del tempo di dimezzamento dell'isotopo in questione, quindi la piovosità può avere una correlazione effettiva su un intervallo temporale massimo di circa 19 giorni nel caso del ^{222}Rn e di circa 5 minuti per il ^{220}Rn (il concetto viene esplicitato nel paragrafo 7.4). Il fatto che i valori massimi del coefficiente R siano relativi ad intervalli temporali maggiori, mostra come in alcuni casi il dato statistico possa prescindere da condizioni reali.

In figura 25 è riportato l'andamento del coefficiente di correlazione R tra *soil* ^{222}Rn e piovosità, al variare dell'intervallo temporale considerato. Il coefficiente R mostra un aumento progressivo, raggiungendo valori intorno a 0.8 a partire dall'intervallo temporale di

circa 10 giorni. La correlazione con un intervallo temporale maggiore di 19 giorni non è indicativa di una situazione reale.

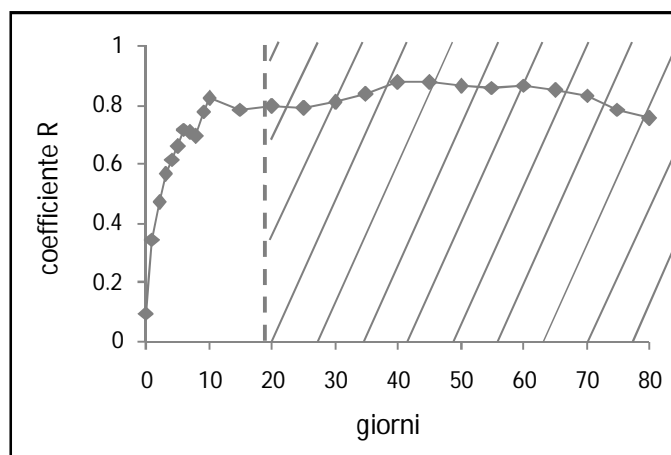


Figura 25. Andamento del coefficiente di Bravais-Pearson tra *soil* ^{222}Rn (90 cm da p.c.) e piovosità, in funzione dell'intervallo temporale durante il quale viene considerata la piovosità.

Questo tipo di approccio fornisce un'indicazione generale della correlazione esistente tra i due parametri. Uno studio di dettaglio necessiterebbe un'analisi della distribuzione temporale delle piogge in relazione ad ogni misura di radon. La correlazione tra piovosità e *soil radon* si manifesta in conseguenza della correlazione tra contenuto d'acqua del suolo e *soil radon*. La correlazione tra piovosità e *soil radon* è quindi indiretta e una sua definizione di dettaglio necessiterebbe anche di un'analisi della temperatura come fattore di influenza dell'evapotraspirazione del suolo. In questo lavoro viene rilevato il parametro contenuto d'acqua del suolo, pertanto la piovosità viene utilizzata come indicazione generale.

Una buona correlazione può essere ottenuta confrontando le medie mensili (media aritmetica) della concentrazione di radon nel suolo con la pioggia cumulata mensile, come è illustrato in figura 26 per le misure di *soil* ^{222}Rn a stazione C1 a 30 e 80 cm di profondità. L'errore associato ad ogni valore medio mensile di *soil radon* è ottenuto come media aritmetica degli errori delle singole misure e non come deviazione standard, poiché non si dispone di uno stesso numero di misure per ogni mese.

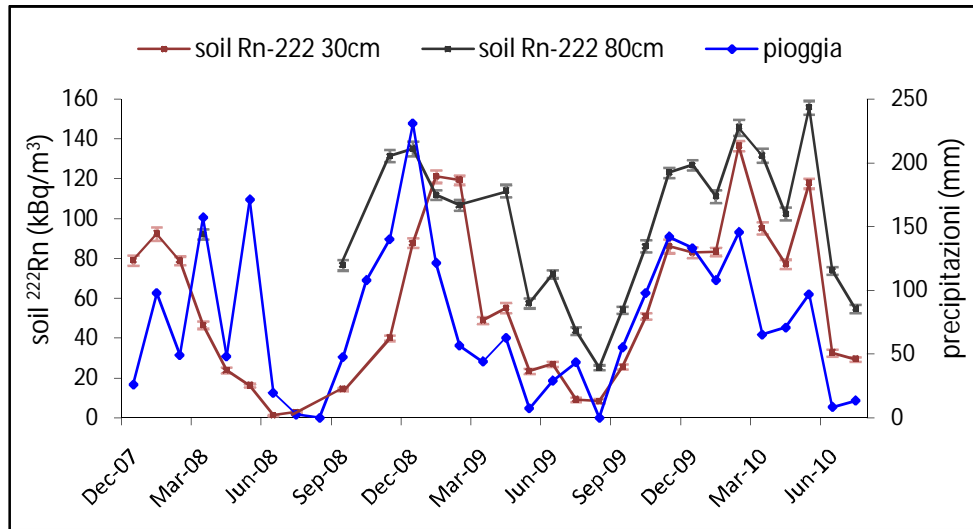


Figura 26. Confronto della variazione nel tempo di concentrazione di *soil* ^{222}Rn a 30 e 80 cm da p.c. (stazione C1) con i dati pluviometrici (pioggia cumulata mensile).

7.3 Influenza di temperatura e contenuto d'acqua del suolo

Quando possibile le misure di concentrazione di *soil radon* sono state associate a contemporanea registrazione della temperatura e del contenuto d'acqua del suolo superficiale. La temperatura viene misurata alla profondità di 30 cm da p.c., il contenuto d'acqua come valore medio dei primi 30 cm di suolo (volume cilindrico di 30 cm di altezza e 30 cm di diametro). Presso la stazione RPS3 (a circa 3 m dal punto di misura del radon) è stata installata una sonda che misura temperatura e contenuto d'acqua del suolo alla profondità di 90 cm (stessa profondità a cui viene misurata la concentrazione di radon in questa stazione).

La temperatura del suolo viene rilevata tramite un termometro a resistenza (figura 27, sonda Pt100, ovvero termoresistenza in platino in cui la resistenza alla temperatura di 0°C è pari a 100 Ω), che sfrutta la dipendenza della resistività dalla temperatura.

Il contenuto d'acqua viene rilevato tramite uno strumento (TDR in figura 27) che misura la costante dielettrica del suolo, assumendo una correlazione tra costante dielettrica e contenuto d'acqua. Occorre dire che anche la conducibilità del suolo stesso influisce sulla misura della costante dielettrica. La misura effettuata è altresì influenzata dalla temperatura del suolo, che quindi viene misurata contestualmente [20]. Il contenuto d'acqua del suolo viene indicato

come *volumetric water content* (VWC), cioè come rapporto tra volume d'acqua nei pori e volume totale investigato, espresso in percentuale.

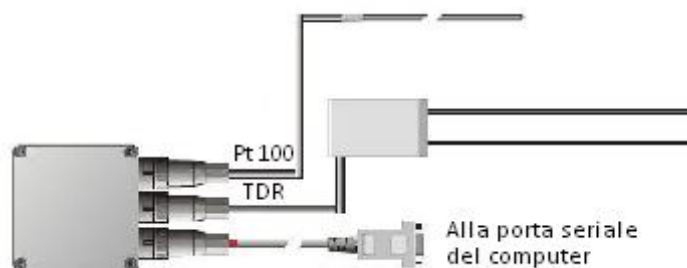


Figura 27. Strumentazione usata per la misura della temperatura e del contenuto d'acqua del suolo (figura tratta da [20]).

Utilizzando la metodologia di analisi statistica descritta nel precedente paragrafo, vengono confrontati i dati di concentrazione di ^{222}Rn e ^{220}Rn con la temperatura e con il contenuto d'acqua del suolo. Nelle tabelle 26 e 27 sono riportati i valori dei parametri statistici (coefficiente di correlazione di Bravais-Pearson R, numerosità N, risultato del test della t di Student ad un livello di significatività di 0.01).

Tabella 26. Correlazione della concentrazione di *soil* ^{222}Rn e ^{220}Rn a 30 e a 80 cm da p.c. (stazione C1) con temperatura a 30 cm (T_{30}) e contenuto d'acqua medio dei primi 30 cm di suolo (VWC_{30}). VWC_{30}^* = selezione dei valori. Nelle righe contrassegnate dalla lettera t è indicato il risultato del test di significatività (s = correlazione statisticamente significativa, c = correlazione casuale).

		^{222}Rn C1 (30 cm da p.c.)	^{222}Rn C1 (80 cm da p.c.)	^{220}Rn C1 (30 cm da p.c.)	^{220}Rn C1 (80 cm da p.c.)
T_{30} (°C)	R	-0.509	-0.481	0.100	-0.032
	N	36	23	34	21
	t	s	c	c	c
VWC_{30} (%)	R	0.645	0.736	-0.190	-0.251
	N	46	27	44	25
	t	s	s	c	c
VWC_{30}^* (%)	R	0.754	0.752	0.089	-0.126
	N	34	18	33	17
	t	s	s	c	c

Dall'analisi dei dati di tabella 26 (stazione C1) si possono fare le seguenti osservazioni.

- A 30 cm di profondità da p.c., statisticamente significative risultano la correlazione inversa tra ^{222}Rn e T_{30} , e la correlazione diretta tra ^{222}Rn e VWC_{30} .

- A 80 cm di profondità, statisticamente significativa risulta la correlazione diretta tra ^{222}Rn e VWC_{30} , mentre la correlazione inversa tra ^{222}Rn e T_{30} è osservata ma risulta statisticamente non significativa.
- Nessuna correlazione statisticamente significativa risulta con i dati di *soil* ^{220}Rn .

Inoltre si è notato che in alcuni casi, al di sopra di una certa soglia di contenuto d'acqua del suolo (circa il 35 % di VWC_{30}), i valori di *soil* ^{222}Rn tendono a diminuire. Questo andamento è stato associato ad un fenomeno di aspirazione di aria atmosferica all'interno del sistema di misura (nel procedimento che prevede la realizzazione di un preforo e/o l'utilizzo di sonda AMS), favorita da rilievi più superficiali e condizioni di bassa permeabilità intrinseca (che può essere a sua volta indotta da un elevato contenuto d'acqua). Al riguardo si vedano i paragrafi 7.1.2 (sull'influenza della permeabilità intrinseca) e 7.6 (sull'influenza delle tecniche strumentali). Quindi con la sigla VWC_{30}^* si è indicata una selezione di valori per cui sono stati esclusi quelli al di sopra del 35 % relativi a misure di radon effettuate con sonda AMS. Si nota che il valore del coefficiente di correlazione R aumenta, soprattutto per le misure di radon a 30 cm di profondità (da 0.645 a 0.754). È vero anche che, nel caso di variabili ad andamento stagionale, maggiore è la numerosità campionaria, maggiore può essere la deviazione standard e quindi minore il valore di R. La figura 28 mostra la retta di regressione e il coefficiente R per la correlazione tra *soil* ^{222}Rn e VWC_{30} considerando tutte le misure, mentre in rosso sono indicate le misure con sonda AMS per valori di VWC maggiori del 35 %: questi punti mostrano una maggiore dispersione e maggiore distanza dalla retta di regressione.

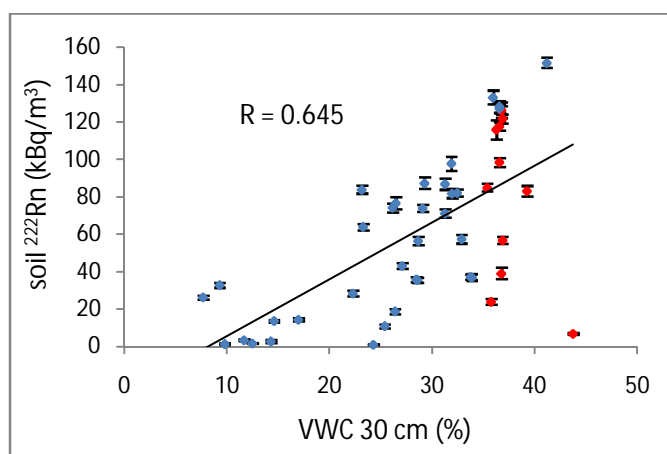


Figura 28. Correlazione tra la concentrazione di *soil* ^{222}Rn alla stazione C1 (30 cm da p.c.) e il contenuto d'acqua del suolo (media dei primi 30 cm).

Per la stazione RPS3 (sonda per la misura del radon fissa nel suolo alla profondità di 90 cm da p.c.) è possibile valutare l'effetto dei parametri temperatura e contenuto d'acqua del suolo misurati sia a 30 sia a 90 cm e dei gradienti tra le due profondità (tabella 27).

Tabella 27. Correlazione della concentrazione di *soil* ^{222}Rn e ^{220}Rn a 90 cm da p.c. (stazione RPS3) con temperatura e contenuto d'acqua del suolo misurate a 30 cm (T_{30} e VWC_{30}) e 90 cm (T_{90} e VWC_{90}) di profondità, e con i gradienti di temperatura ($\Delta T_s = T_{30} - T_{90}$) e contenuto d'acqua ($\Delta \text{VWC} = \text{VWC}_{30} - \text{VWC}_{90}$) tra 30 e 90 cm.

		^{222}Rn RPS3	^{220}Rn RPS3	^{222}Rn RPS3 (N cost)	^{220}Rn RPS3 (N cost)
T_{30} (°C)	R	-0.905	0.912	-0.948	0.919
	N	19	18	17	17
	t	s	s	s	s
VWC_{30} (%)	R	0.977	-0.872	0.983	-0.873
	N	19	18	17	17
	t	s	s	s	s
T_{90} (°C)	R	-0.750	0.912	-0.927	0.936
	N	56	55	17	17
	t	s	s	s	s
VWC_{90} (%)	R	0.712	-0.891	0.943	-0.843
	N	56	55	17	17
	t	s	s	s	s
ΔT_s (°C)	R	-0.898	0.824	-0.902	0.824
	N	18	17	17	17
	t	s	s	s	s
ΔVWC (%)	R	0.974	-0.864	0.975	-0.864
	N	18	17	17	17
	t	s	s	s	s

L'analisi dei dati in tabella 27 permette di fare una serie di considerazioni.

- Tutte le correlazioni risultano statisticamente significative. *Soil* ^{222}Rn e *soil* ^{220}Rn sembrano subire l'influenza di temperatura e contenuto d'acqua del suolo in modo esattamente opposto (coefficiente R sempre di segno contrario).
- Il *soil* ^{222}Rn ha correlazione inversa con la temperatura del suolo (sia con T_{30} sia con T_{90}) e con il gradiente di temperatura tra 30 e 90 cm di profondità.
- Il *soil* ^{222}Rn ha correlazione diretta con il contenuto d'acqua del suolo (sia con VWC_{30} sia con VWC_{90} , figura 29) e con il gradiente di contenuto d'acqua tra 30 e 90 cm di profondità.

- Per fare un confronto più corretto dell'influenza dei parametri del suolo a 30 e a 90, nelle ultime due colonne sono stati aggiunti i valori di R per correlazioni con stessa numerosità campionaria: il coefficiente R tende ad un valore simile per la correlazione con i parametri misurati a 30 e 90 cm di profondità.
- I valori del coefficiente R di correlazione con T_{30} e VWC_{30} sono in generale maggiori rispetto a quanto ottenuto per le misure di *soil radon* a 80 cm di profondità a stazione C1 (tabella 26). Questo può essere dovuto in larga misura al fatto che la stazione RPS3 è dotata di sonda di misura del radon fissa nel suolo: i suoi dati si prestano ad una migliore valutazione dell'influenza di variabili stagionali.

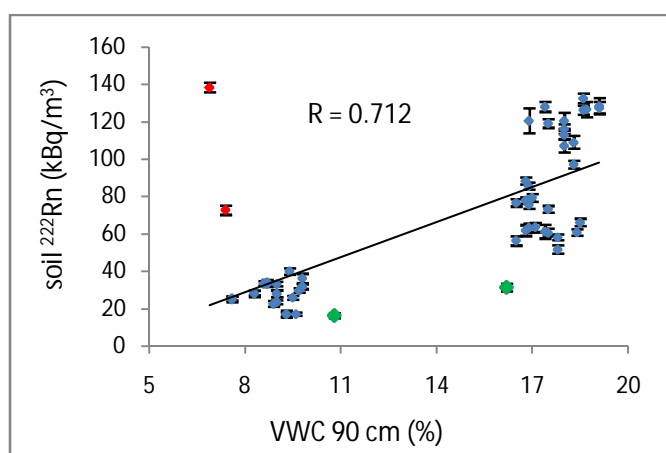


Figura 29. Correlazione tra la concentrazione di *soil* ^{222}Rn alla stazione RPS3 (90 cm da p.c.) e il contenuto d'acqua del suolo alla profondità di 90 cm.

7.4 Interpretazione delle influenze sulla concentrazione di radon nel suolo

Quanto esposto nei due paragrafi precedenti riguarda l'influenza di parametri ambientali in un sistema naturale, nel quale i parametri agiscono tutti contemporaneamente e non è possibile isolare gli effetti di ciascuno. Ne consegue che quando non sono osservate correlazioni statisticamente significative, esse non sono necessariamente escluse, ma potrebbero essere coperte dall'effetto di parametri che hanno una maggiore influenza. Viceversa può risultare accentuata la correlazione con un determinato parametro che presenta andamento temporale simile ad un parametro di maggiore influenza. In questo paragrafo si tenta di dare

un'interpretazione generale delle influenze, considerando separatamente il *soil* ^{222}Rn e il *soil* ^{220}Rn .

Innanzitutto va premesso che il *soil radon* viene espresso come concentrazione di attività. Se ci si trovasse in un sistema chiuso contenente radio e a concentrazione di radon inizialmente nulla, la condizione di equilibrio radioattivo tra i due isotopi verrebbe raggiunta in circa 19 giorni nel caso del ^{222}Rn e in circa 5 minuti per il ^{220}Rn . I parametri di influenza agiscono rendendo il sistema suolo più o meno vicino alla condizione di "sistema chiuso", facendo variare la quantità di radon presente all'interno. L'effetto di ogni singolo evento ha una durata funzione della variazione di radon indotta, ma comunque inferiore al tempo necessario per il raggiungimento di un teorico equilibrio di attività.

7.4.1 Soil ^{222}Rn

Partendo dai parametri atmosferici, sono state riscontrate una correlazione inversa con la temperatura dell'aria e una correlazione diretta con l'umidità relativa, per il *soil* ^{222}Rn misurato sia a 30 sia a 80 ÷ 90 cm di profondità, con coefficienti R maggiori per la correlazione con la temperatura dell'aria. Non è stata ottenuta alcuna correlazione statisticamente significativa né con la pressione atmosferica, né con la velocità del vento. Si potrebbe pensare che l'influenza dei parametri atmosferici si manifesti in maniera più forte per le misure di radon più superficiali (30 cm da p.c.), tanto più che generalmente con una misura di radon si indaga il volume di suolo di una sfera di circa 18 cm di raggio, arrivando quindi a poco più di 10 cm dall'interfaccia con l'atmosfera. In realtà i dati di tabella 23 (pagina 97) non confermano l'ipotesi: l'analisi degli altri parametri di influenza può fornire una spiegazione.

Il confronto tra *soil* ^{222}Rn a 90 cm di profondità e i dati pluviometrici ha mostrato una correlazione diretta con buoni valori del coefficiente R. In funzione di tempo di dimezzamento ed equilibrio di attività del ^{222}Rn , la correlazione più significativa può essere considerata con i valori di pioggia caduta nei 10 giorni circa, precedenti alla misura di radon.

In sostanza i parametri atmosferici concorrono nel far variare le condizioni fisiche del suolo, con una forte dipendenza del contenuto d'acqua dall'entità e dalla distribuzione delle piogge.

Sono state riscontrate una correlazione inversa con la temperatura del suolo e una correlazione diretta con il contenuto d'acqua, per il *soil* ^{222}Rn misurato sia a 30 sia a 80 ÷ 90 cm di profondità, correlazioni particolarmente evidenti per le misure di radon con sonda fissa nel suolo. Per le misure di *soil* ^{222}Rn a 90 cm di profondità è stata determinata la correlazione con i gradienti di temperatura e contenuto d'acqua del suolo tra 30 e 90 cm, inversa nel primo caso, diretta nel secondo. Questo può evidenziare che la principale influenza è esercitata dalle condizioni fisiche del suolo più superficiale.

Nel grafico di figura 30 la concentrazione di *soil* ^{222}Rn alla profondità di 90 cm da p.c. e i parametri di influenza sono riportati come valori medi mensili (medie aritmetiche, mentre la pioggia è un valore cumulato mensile) ed è mostrato il loro andamento nel tempo. Sono ben visibili le correlazioni del *soil* ^{222}Rn , di tipo diretto con le curve della piovosità e del contenuto d'acqua del suolo (VWC 30 e 90 cm), di tipo inverso con le curve della temperatura del suolo (T 30 e 90 cm). L'errore associato ad ogni valore medio mensile di *soil radon* è ottenuto come media aritmetica degli errori delle singole misure e non come deviazione standard, poiché non si dispone di uno stesso numero di misure per ogni mese.

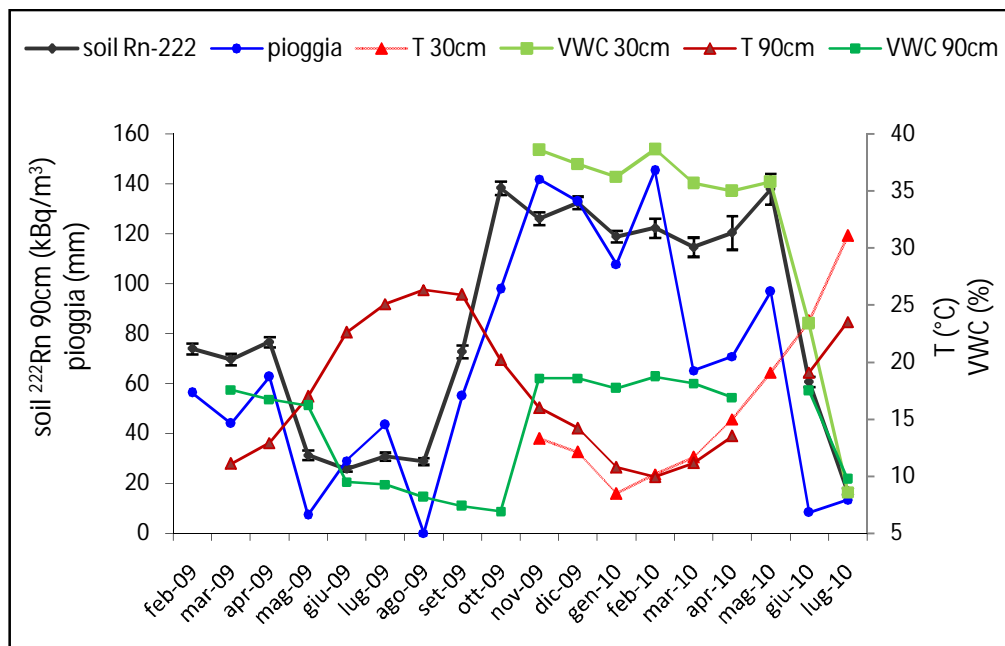


Figura 30. Confronto della variazione nel tempo di concentrazione di *soil* ^{222}Rn a 90 cm da p.c. (stazione RPS3) e dei principali parametri di influenza espressi come valori medi mensili (media aritmetica) e pioggia cumulata mensile.

È interessante notare quello che accade nel periodo a partire da agosto 2009, mese durante il quale si sono registrati un valore di *soil* ^{222}Rn tra i più bassi, pioggia pari a 0 e basso contenuto d'acqua del suolo a 90 cm di profondità. Nei mesi di settembre e ottobre ad un aumento notevole di piovosità, corrisponde un incremento nei valori di *soil* ^{222}Rn , mentre il contenuto d'acqua a 90 cm continua a diminuire gradualmente, per subire un aumento improvviso nel mese di novembre, mostrando quindi un "tempo di ritardo" rispetto alle precipitazioni (manca il dato di contenuto d'acqua dei primi 30 cm di suolo). Osservando il grafico di figura 29 (pagina 106), riferito alla stessa stazione di misura, è significativo che i punti relativi ai mesi di settembre e ottobre 2009 (in rosso) sono quelli che si discostano maggiormente dalla retta di regressione che correla i dati di *soil* ^{222}Rn a contenuto d'acqua del suolo a 90 cm di profondità. Inoltre in verde sono segnati altri due punti che si discostano sensibilmente dalla retta di regressione, relativi a maggio 2009 e luglio 2010, mesi in cui il contenuto d'acqua a 90 cm mostra un "tempo di ritardo" rispetto, questa volta, ad una diminuzione delle precipitazioni.

Sempre utilizzando i dati di stazione RPS3 si è scelto un intervallo di tempo (novembre 2009 – luglio 2010) di cui si hanno a disposizione i valori di contenuto d'acqua sia dei primi 30 cm di suolo sia a 90 cm di profondità, e si sono normalizzati i valori di *soil* ^{222}Rn misurato a 90 cm, rispetto a dei valori di riferimento (medie annuali) sia di VWC a 90 cm (13.8 %), sia di VWC dei primi 30 cm (25.6 %). Le curve normalizzate così ottenute (figura 31) mostrano valori di *soil* ^{222}Rn che tendono a variare meno rispetto al dato misurato, con le variazioni minori per la normalizzazione rispetto al contenuto d'acqua dei primi 30 cm di suolo, che risulta quindi il principale parametro di influenza tra i due. Rispetto al valore della media aritmetica di ogni curva, si ottiene una deviazione standard percentuale del 50 % nel caso dei valori misurati, del 42 % per i valori normalizzati rispetto a VWC a 90 cm, del 21 % per i valori normalizzati rispetto a VWC dei primi 30 cm di suolo.

Anche per il *soil* ^{222}Rn misurato a 30 cm di profondità, il contenuto d'acqua dei primi 30 cm di suolo sembra essere il principale parametro di influenza. In determinati periodi in cui le condizioni ambientali non subiscono variazioni improvvise, esso sembra addirittura essere il parametro che da solo giustifica la variazione della concentrazione di *soil* ^{222}Rn misurata (figura 32).

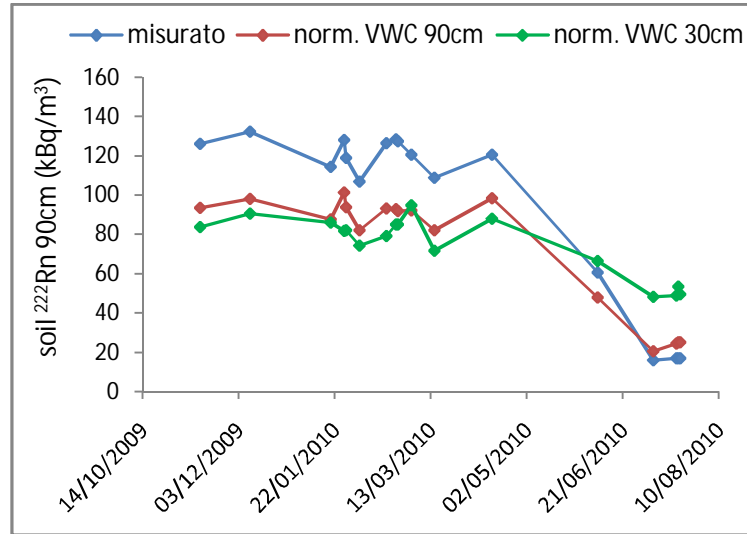


Figura 31. Curve del $soil^{222}Rn$ a 90 cm da p.c. (stazione RPS3) misurato e normalizzato rispetto a valori di riferimento del contenuto d'acqua dei primi 30 cm di suolo e a 90 cm di profondità.

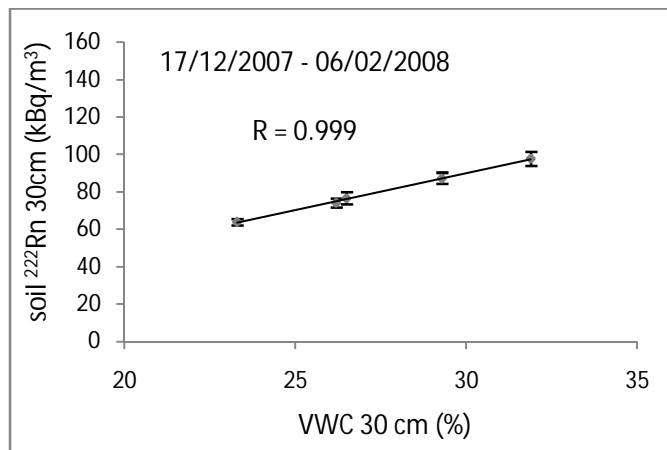


Figura 32. Correlazione tra la concentrazione di $soil^{222}Rn$ a 30 cm da p.c. (stazione C1) e il contenuto d'acqua dei primi 30 cm di suolo (dicembre 2007 – febbraio 2008, misure ripetute nello stesso foro).

Tutti i dati analizzati sembrano convergere verso un modello in cui il parametro principale di influenza della concentrazione di radon nel suolo sia la condizione fisica del suolo superficiale, in particolare il contenuto d'acqua, a sua volta fortemente dipendente dalla piovosità. Questo si concilia con la considerazione che la parte più superficiale di suolo può determinare con le sue caratteristiche una condizione più o meno vicina a quella di “sistema chiuso”, favorendo l'accumulo del gas nel suolo o il suo rilascio all'interfaccia con l'atmosfera. I parametri atmosferici concorrono nel determinare le condizioni fisiche del suolo superficiale, e per questo si correlano bene con la concentrazione di *soil radon*. Tale modello

non esclude che il contenuto d'acqua del suolo sia un importante fattore di influenza anche del coefficiente di emanazione di radon (vedere paragrafo 3.3).

7.4.2 Soil ^{220}Rn

La correlazione del *soil* ^{220}Rn con la temperatura dell'aria risulta di tipo inverso nel caso di stazione C3 (radon a 30 cm di profondità da p.c.), di tipo diretto nel caso di stazione RPS3 (radon a 90 cm). Ipotizzando che non ci sia un tipo di influenza diversa a seconda della profondità di misura del radon, il dato più affidabile è fornito dalla stazione RPS3 con sonda fissa nel suolo, che inoltre in questo caso presenta maggiore numerosità campionaria e più alto coefficiente R (tabelle 22 e 24).

Tutte le correlazioni ottenute per il *soil* ^{220}Rn con i diversi parametri di influenza analizzati, sono risultate di tipo contrario rispetto a quanto ottenuto per il *soil* ^{222}Rn . Presupponendo che il comportamento fisico e chimico dei due isotopi sia analogo, la differenza fondamentale è nei diversi tempi di dimezzamento (3.825 giorni per il ^{222}Rn e 54.5 secondi per il ^{220}Rn). Quando si utilizza una strumentazione fornita di una pompa che aspira in automatico aria dal suolo, al diminuire della permeabilità del suolo, si verifica una riduzione della portata della pompa e quindi del flusso d'aria attraverso il sistema. Di conseguenza aumenta il tempo che una massa d'aria impiega per venire trasportata all'interno dello strumento di misura: il tempo incide in modo significativo sul valore misurato di ^{220}Rn e non su quello di ^{222}Rn , in funzione dei diversi tempi di dimezzamento dei due isotopi. La permeabilità del suolo al gas radon è fortemente condizionata dalle sue condizioni fisiche, in particolare dal contenuto d'acqua. Per cui quello che accade è che le misure sottostimano la concentrazione di ^{220}Rn nel suolo tanto più quanto maggiore è il contenuto d'acqua. Da questo conseguono tutte le correlazioni ottenute per il *soil* ^{220}Rn . Inoltre il veloce decadimento del ^{220}Rn fa sì che il gas percorra una breve distanza rispetto alla sua sorgente, di conseguenza la condizione di “sistema chiuso” o “sistema aperto” esercita un controllo minore sulla concentrazione di questo isotopo nel suolo. L'influenza del contenuto d'acqua del suolo sul coefficiente di emanazione di radon è evidentemente coperta dall'influenza di tipo strumentale legata alla variazione del flusso d'aria all'interno del sistema di misura.

Il veloce decadimento del ^{220}Rn e l'equilibrio di attività raggiunto in breve tempo, fanno sì che l'effetto di ogni singolo evento relativo ad un fattore di influenza, abbia una durata massima di circa 5 minuti. In considerazione di questo, è evidente come ancora una volta, la correlazione inversa che risulta tra *soil* ^{220}Rn e piovosità considerata per intervalli di tempo da un'ora fino ad 80 giorni, possa essere giustificata con l'ipotesi sopra descritta.

7.4.3 Fattore di normalizzazione del soil radon

Quanto finora esposto, e quanto verrà illustrato nel paragrafo 7.5 sulla variabilità del *soil radon* e sul suo caratteristico andamento stagionale, evidenzia, per i punti monitorati in valle della Caffarella, una situazione in cui la permeabilità e le condizioni fisiche (contenuto d'acqua e temperatura) del suolo superficiale e nell'intorno del punto di prelievo del gas, sono i principali parametri di controllo della concentrazione di radon misurata. In particolare le variazioni del contenuto d'acqua nel suolo sembrano correlarsi meglio di qualsiasi altro parametro con l'andamento temporale del *soil radon*, riducendo a trascurabile o quasi l'influenza di altri parametri. In un contesto simile si può supporre che il principale meccanismo di trasporto del gas sia la diffusione, quindi un trasporto legato al gradiente di concentrazione del radon in un limitato intorno del punto di misura, dell'ordine di qualche decina di centimetri.

Utilizzando il monitoraggio di *soil* ^{222}Rn alla stazione di misura fissa RPS3 e i dati di contenuto d'acqua (VWC, %) e temperatura (T, °C) del suolo a 30 cm da p.c. (relativi allo stesso intervallo di tempo considerato per l'elaborazione di figura 31), sono state calcolate delle equazioni che mettono in correlazione i diversi parametri. Come prima cosa è stata ottenuta l'equazione della retta che correla il *soil* ^{222}Rn (Rn_s , kBq/m³) al contenuto d'acqua nel suolo (coefficiente di correlazione $R = 0.997$):

$$Rn_s = 3.661 \cdot VWC - 14.1 \quad (18)$$

Operando invece una regressione di tipo planare, è stata ottenuta l'equazione che stabilisce una correlazione tra i 3 parametri:

$$Rn_s = 3.24 \cdot VWC - 0.67 \cdot T + 10 \quad (19)$$

Definendo dei valori di riferimento di VWC e di T, le equazioni (18) e (19) possono essere utilizzate per ottenere dei fattori di normalizzazione del *soil* ^{222}Rn rispetto a tali valori di riferimento. Si possono ad esempio considerare quelli che sono circa i valori medi annui ottenuti per la stazione RPS3:

$$VWC = 25\%, T = 20^\circ\text{C}$$

La normalizzazione può risultare utile al fine di ottenere un valore di *soil* ^{222}Rn di riferimento, a partire da una misura effettuata in qualsiasi periodo dell'anno. Tale valore di riferimento, definito come valore normalizzato al 25% di VWC e a 20°C di T del suolo superficiale, può essere considerato corrispondente ad un valore medio annuo della concentrazione di radon nel suolo. Con i dati di stazione RPS3 si sono ottenuti i seguenti valori di *soil* ^{222}Rn :

- 77.2 kBq/m³, valore misurato medio annuo (2009);
- 77.4 kBq/m³, valore ottenuto da equazione (18) con VWC = 25%;
- 77.6 kBq/m³, valore ottenuto da equazione (19) con VWC = 25% e T = 20°C.

Utilizzando l'equazione (19) e gli intervalli di VWC da 5 a 50%, e T da 0 a 35°C, sono state costruite le curve di figura 33. Si osserva, dalla rappresentazione grafica, la correlazione del *soil radon*, di tipo di diretto con VWC e di tipo inverso con T.

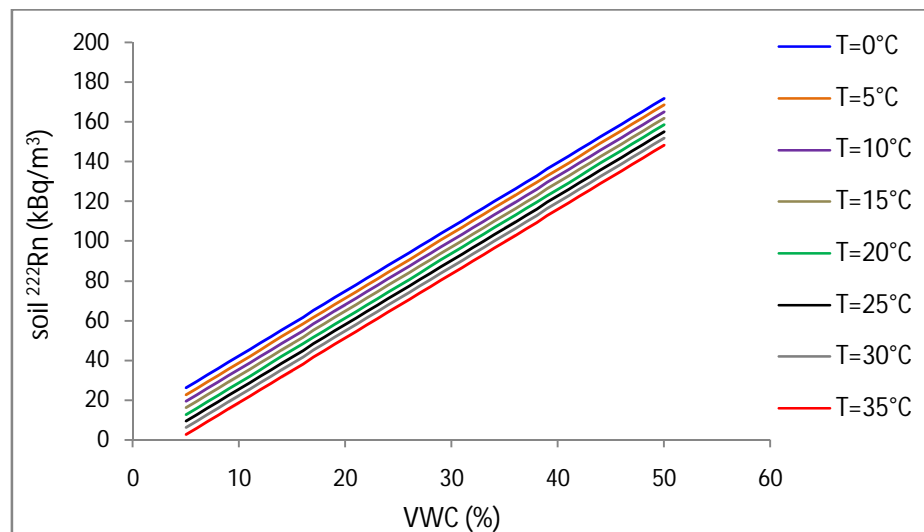


Figura 33. Curve teoriche di variazione del *soil* ^{222}Rn a stazione RPS3, in funzione di contenuto d'acqua e temperatura del suolo superficiale.

Si possono calcolare i fattori di normalizzazione (Fn) del *soil* ^{222}Rn al 25% di VWC, utilizzando l'equazione (18); i valori sono riportati nella tabella 28. In base al valore rilevato di VWC del suolo superficiale, il valore di *soil* ^{222}Rn misurato va moltiplicato per il rispettivo fattore di normalizzazione.

Tabella 28. Valori del fattore di normalizzazione (Fn) del *soil* ^{222}Rn al 25% del contenuto d'acqua nel suolo superficiale.

VWC (%)	Fn	VWC (%)	T	VWC (%)	Fn	VWC (%)	Fn	VWC (%)	Fn
6	9.84	15	1.90	24	1.05	33	0.73	42	0.55
7	6.72	16	1.74	25	1.00	34	0.70	43	0.54
8	5.10	17	1.61	26	0.96	35	0.68	44	0.53
9	4.11	18	1.50	27	0.91	36	0.66	45	0.51
10	3.44	19	1.40	28	0.88	37	0.64	46	0.50
11	2.96	20	1.31	29	0.84	38	0.62	47	0.49
12	2.60	21	1.23	30	0.81	39	0.60	48	0.48
13	2.31	22	1.16	31	0.78	40	0.59	49	0.47
14	2.08	23	1.10	32	0.75	41	0.57	50	0.46

L'appendice D contiene i valori del fattore di normalizzazione al 25% di contenuto d'acqua e 20°C di temperatura del suolo superficiale, ricavati utilizzando l'equazione (19). La figura 34 rappresenta graficamente i dati di appendice D.

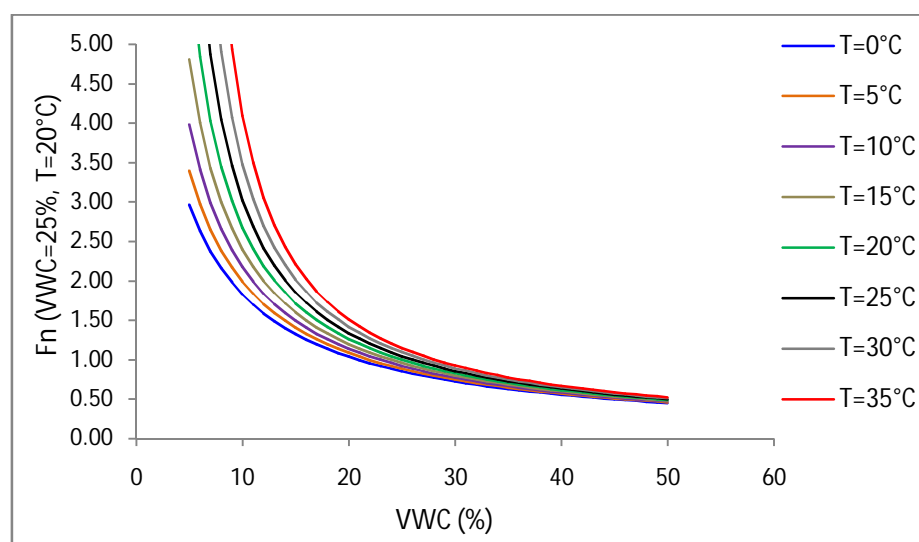


Figura 34. Fattore di normalizzazione (a condizioni di VWC = 25%, T = 20°C) al variare del contenuto d'acqua e temperatura del suolo superficiale, rilevati in campagna al momento della misura di *soil* ^{222}Rn .

A conclusione di quanto illustrato nel paragrafo, va messo in evidenza che i valori forniti del fattore di normalizzazione, si sono dimostrati validi per il punto monitorato in valle della Caffarella (RPS3). Un'estensione della validità è possibile solo in seguito a riscontro ottenuto da monitoraggio di lunga durata in altri punti. Inoltre è necessario prendere in considerazione il meccanismo di trasporto prevalente del radon e le caratteristiche del mezzo poroso nel quale il gas si muove: l'estensione di validità di un determinato fattore di normalizzazione è legata alla presenza di condizioni simili.

7.5 Variabilità del soil radon

L'effetto combinato dei diversi fattori di influenza fa sì che la concentrazione di radon nel suolo possa essere un parametro estremamente variabile nello spazio e nel tempo. Nell'analizzare le caratteristiche di variabilità spaziale e temporale del *soil radon* è necessario tenere presente l'errore associato ad ogni singola misura, calcolato come descritto nel paragrafo 6.2. Per avere un'idea generale è stato calcolato l'errore percentuale medio di tutte le misure di *soil radon* effettuate, considerato come media aritmetica. Il *soil* ^{222}Rn ha un errore medio del 9 % per le misure a 30 cm di profondità e del 4 % per quelle a 80 cm, il *soil* ^{220}Rn del 10 % e del 6 % rispettivamente.

È inoltre da considerare che in alcuni casi le tecniche strumentali possono incidere in modo significativo nel determinare la variabilità della concentrazione di radon misurata. In particolare il *soil* ^{220}Rn è fortemente influenzato dal flusso d'aria all'interno del sistema di misura, regolato dalla portata effettiva della pompa. Un indice di questo parametro è il valore dell'intensità di corrente elettrica che alimenta la pompa del radonometro. La portata effettiva è influenzata, oltre che dalla permeabilità del suolo, dal livello di usura o eventuale malfunzionamento dello strumento. L'unico modo per ottenere un valore totalmente affidabile di *soil* ^{220}Rn è quello di misurare la portata effettiva della pompa.

7.5.1 Variabilità spaziale

La variabilità spaziale della concentrazione di radon nel suolo è legata ai fattori di tipo geologico e alle particolari condizioni di temperatura e contenuto d'acqua del suolo.

La variabilità verticale della concentrazione di radon nel suolo è legata al fenomeno del rilascio di radon all'interfaccia suolo-atmosfera, quindi generalmente si ha un incremento delle concentrazioni con il progressivo aumento della profondità.

La figura 35 mostra l'andamento della concentrazione di ^{222}Rn e ^{220}Rn con l'aumento della profondità, fino alla distanza massima di un metro dal p.c. Sono state effettuate misure nel suolo secondo tre profili verticali, due su substrato costituito dall'unità di "Villa Senni" e uno dall'unità delle "Pozzolane Rosse".

In tutti e tre i profili il ^{222}Rn ha evidenziato uno stesso trend generale di aumento con la profondità, con andamento specifico funzione delle caratteristiche particolari di ogni punto. Raggiunta la profondità di 80 cm da p.c., utilizzata per il lavoro di mappatura della concentrazione di radon nel suolo (capitolo 8), si è già verificato la maggior parte dell'incremento dovuto all'aumento della distanza dall'interfaccia con l'atmosfera.

Per quanto riguarda il ^{220}Rn , in uno dei profili si ha un incremento progressivo e notevole con l'aumento della profondità, con un valore a un metro di profondità circa 5 volte maggiore del valore misurato a 15 cm. Negli altri due profili il ^{220}Rn varia in modo discontinuo con la profondità, in un caso addirittura la concentrazione è minore a un metro rispetto al valore misurato a 30 cm. Tale situazione può essere spiegata dalla minore influenza, su questo isotopo, del rilascio all'interfaccia con l'atmosfera: esso percorre una breve distanza dalla sorgente prima di decadere in ^{216}Po , quindi la concentrazione è maggiormente influenzata dalle condizioni particolari dell'intorno del punto di misura. Questo aspetto è messo in evidenza anche nel lavoro di Schroeder et al. (1965).

Utilizzando i dati di stazione C1 si può fare un confronto tra le concentrazioni di radon misurate a 30 cm e quelle misurate a 80 cm di profondità da p.c., per il periodo compreso tra settembre 2008 e luglio 2010. La rappresentazione grafica dei dati di *soil* ^{222}Rn (valori medi mensili), con il loro andamento nel tempo (figura 26, pagina 102), mostra come in genere la concentrazione a 80 cm sia sensibilmente più elevata. L'elaborazione numerica dei dati fornisce per il ^{222}Rn un valore medio (media aritmetica delle medie mensili) di 95 ± 36 (dev.

st.) kBq/m^3 a 80 cm e $59 \pm 38 \text{ kBq/m}^3$ a 30 cm di profondità. Il ^{220}Rn ha un valore medio di $659 \pm 195 \text{ kBq/m}^3$ a 80 cm e $425 \pm 108 \text{ kBq/m}^3$ a 30 cm di profondità. L'andamento dei due isotopi in questo caso è analogo, con una riduzione del valore di radon, dagli 80 ai 30 cm di profondità, del 37 % per il ^{222}Rn e del 36 % per il ^{220}Rn . L'errore medio associato al *data set* di misure utilizzato varia dal 3 al 6 %.

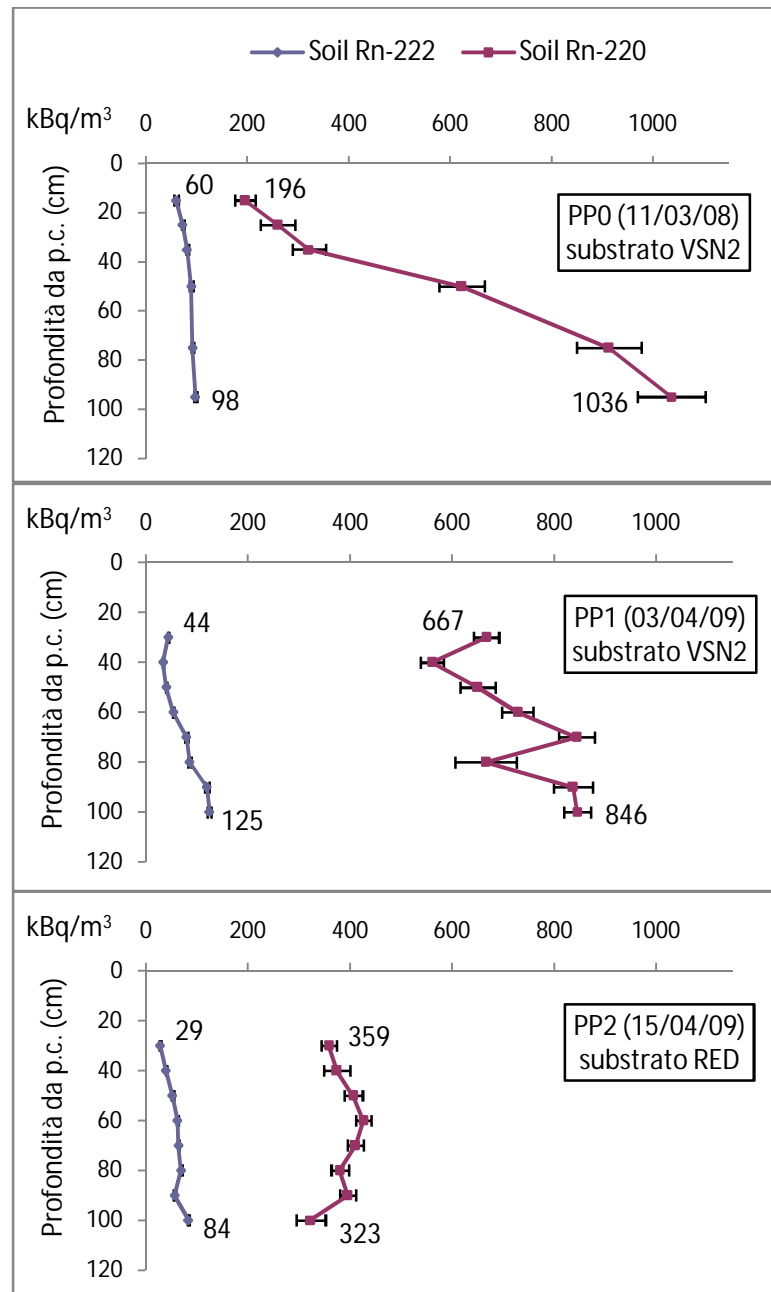


Figura 35. Variazione della concentrazione di radon nel suolo con la profondità (risultati ottenuti in tre diversi profili verticali, fino alla massima distanza di un metro da p.c.).

La tabella 29 mostra il fattore di variazione verticale come rapporto tra la concentrazione di radon nel suolo a 80 cm e quella a 30 cm di profondità, calcolato per le diverse stazioni di misura. La numerosità campionaria è molto maggiore per la stazione C1 rispetto alle altre.

Tabella 29. Fattore di variazione verticale della concentrazione di radon nel suolo.

St. misura	Soil radon (80cm / 30cm)	
	^{222}Rn	^{220}Rn
C1	1.6	1.6
PP0	1.3	3.5
PP1	1.9	1.0
PP2	2.4	1.1

La variabilità laterale del *soil radon* può essere significativa anche per distanze molto brevi, dell'ordine del metro. Viene analizzata la variabilità per una distanza di due punti di misura compresa tra 1 e 3 m. In questo caso non si ha variazione di substrato geologico tra i punti di cui si misura la variazione di *soil radon*, quindi la variabilità potrebbe essere legata a variazioni locali nel suolo del contenuto in elementi precursori, di tutti quei parametri che incidono sul coefficiente di emanazione di radon, della permeabilità, o anche all'influenza delle tecniche strumentali. Nella tabella 30 è riportata la variazione percentuale media, calcolata come media aritmetica (AM) delle variazioni di ogni coppia di punti (variazione percentuale rispetto al valore più alto misurato). Per le misure di *soil radon* a 80 cm da p.c. si riscontra una variazione del $14 \div 20$ % per il ^{222}Rn (errore medio 3 %) e del $7 \div 14$ % per il ^{220}Rn (errore medio 6 %). Per le misure a 30 cm di profondità la variabilità laterale tende ad essere maggiore. Questo può essere dovuto principalmente a due fattori di influenza, per i quali la vicinanza all'interfaccia suolo-atmosfera può avere un ruolo importante nel determinare la variazione nel valore misurato tra due punti anche molto vicini: la dispersione del gas radon in atmosfera e l'ingresso di aria atmosferica nel sistema di misura. In tutti i casi si è riscontrata una maggiore variabilità laterale del *soil* ^{222}Rn rispetto al *soil* ^{220}Rn . Ancora una volta ciò può essere dovuto alla minore influenza sul ^{220}Rn del rilascio all'interfaccia con l'atmosfera.

Tabella 30. Variabilità laterale del *soil radon* per brevi distanze (1 ÷ 3 m), per misure alla profondità di 30 e 80 cm da p.c. (AM = media aritmetica).

Profondità da p.c. (cm)	Substrato geologico	Distanza laterale (cm)	Numerosità campionaria	Errore % (AM)		Variazione % (AM)	
				²²² Rn	²²⁰ Rn	²²² Rn	²²⁰ Rn
30	VSN2	200	4	5	7	27	21
30	VSN2	300	9	5	7	38	29
80	VSN2	100	4	3	6	14	13
80	VSN2	200	7	3	6	20	14
80	RED	250	3	3	6	16	7
80	VSN2	300	9	3	6	18	11

Utilizzando i dati acquisiti nel corso delle campagne di misura effettuate nel 2010 (campagne per le quali si è riscontrata una minore incidenza delle tecniche strumentali) per la realizzazione di mappe di *soil radon* (capitolo 8), viene analizzata la variabilità per distanze maggiori, considerando coppie di punti distanti 30 e 60 m. All'interno dell'area mappata è stato considerato il settore sud-orientale (nel quale ricadono 9 punti di misura) considerato il più uniforme dal punto di vista del substrato geologico (VSN2) e della morfologia, con profondità di misura sempre di 80 cm da p.c., confrontando solo punti misurati nella stessa giornata. La variazione percentuale media è calcolata allo stesso modo dei dati di tabella 30. In tabella 31 sono riportati i valori ottenuti per misure di *soil radon* alla profondità di 80 cm da p.c., con substrato geologico VSN2, per distanza laterale da 1 a 60 m.

Tabella 31. Variabilità laterale del *soil radon* a 80 cm di profondità da p.c., con substrato geologico VSN2 (AM = media aritmetica).

Profondità da p.c. (cm)	Substrato geologico	Distanza laterale (m)	Numerosità campionaria	Errore % (AM)		Variazione % (AM)	
				²²² Rn	²²⁰ Rn	²²² Rn	²²⁰ Rn
80	VSN2	1 ÷ 3	20	3	6	14 ÷ 20	11 ÷ 14
80	VSN2	30	13	3	5	28	21
80	VSN2	60	4	3	5	37	26

La tabella mostra un aumento della variazione percentuale di *soil radon* all'aumentare della distanza tra due punti, con variabilità minore per il ²²⁰Rn. Nel valutare questi dati è opportuno considerare la diversa numerosità campionaria per le diverse distanze, e il fatto che la variazione percentuale media è ottenuta dalla media aritmetica (AM) di valori molto variabili (da 1 a 50 ÷ 60 %), motivo per cui la bassa numerosità campionaria può incidere maggiormente nel determinare risultati non significativi. Può essere comunque considerato

indicativo il dato che fornisce una variazione media del 28 % per il *soil* ^{222}Rn (errore medio 3 %) e del 21 % per il *soil* ^{220}Rn (errore medio 5 %) misurato a 80 cm di profondità in punti distanti 30 m su stesso substrato geologico.

7.5.2 Variabilità temporale

La variabilità temporale nei valori di concentrazione di *soil radon* è legata ai parametri atmosferici e di conseguenza alle condizioni del suolo, quali contenuto d'acqua e temperatura. A meno che non ci siano contributi di fluidi profondi (come può avvenire in prossimità di discontinuità geologico-strutturali o in aree idrotermali), la variabilità a breve termine, su un intervallo di tempo di alcune ore è generalmente bassa e spesso trascurabile. Sono state effettuate 4 prove misurando la concentrazione di radon alla profondità sia di 30 sia di 80 cm da p.c., ripetendo ogni volta la misura nello stesso punto dopo un intervallo temporale da 30 minuti a 5 ore. Si riscontra:

- per il ^{222}Rn variazione massima del 7 %, media del 3 %, errore medio associato del 3 %;
- per il ^{220}Rn variazione massima del 9 %, media del 4 %, errore medio associato dell' 8 %.

Non è stata verificata la variabilità del *soil radon* nel ciclo giorno-notte. Si dispone dei dati di una misura in continuo (durata 60 ore) del flusso di radon dal suolo, effettuata nell'area dei Colli Albani, in località Vermicino (Frascati – Roma), dal 18 al 20 maggio 2010. Questa misura ha evidenziato oscillazioni cicliche giornaliere, con flusso crescente nelle ore diurne e massimo intorno alle ore 18:00, e flusso decrescente nelle ore notturne e minimo intorno alle ore 6:00 del mattino. Tale ciclicità è dovuta all'inversione notturna del gradiente verticale di temperatura atmosferica, quando la temperatura aumenta con l'altezza, le particelle d'aria sono inibite nei movimenti, ristagnano al suolo ostacolando il rilascio di radon all'interfaccia suolo-atmosfera. Durante il giorno invece il trasporto di calore dal suolo verso l'alto provoca il rimescolamento dell'aria, favorendo l'escalazione di radon. Rispetto ad un valore medio del flusso di radon misurato durante le 60 ore, sono state rilevate oscillazioni massime del 18 %, calcolate come media di almeno 3 cicli di misura da un'ora ciascuno. Sulla base di questa esperienza si suppone che il *soil radon* possa avere una ciclicità giornaliera del tutto simile,

con valori massimi nelle prime ore del mattino, in conseguenza di un minor rilascio notturno del radon all'interfaccia suolo-atmosfera.

Considerando intervalli temporali maggiori, di alcuni giorni o di alcune settimane, si possono registrare variazioni importanti. Il fattore di controllo principale è rappresentato in questo caso dagli eventi piovosi e di conseguenza dal contenuto d'acqua del suolo. Quindi in realtà il fattore tempo determina solo una maggiore possibilità di variazione nella distribuzione delle piogge. Nel caso in cui ci sia una piovosità regolare o non ci siano eventi piovosi per lunghi periodi, la variazione di concentrazione di radon può essere molto bassa o trascurabile.

A scala stagionale, in conseguenza della distribuzione caratteristica della piovosità (maggiore nei periodi invernali) e secondariamente dell'andamento degli altri parametri atmosferici, si rileva un andamento altrettanto caratteristico del *soil radon* (figura 36).

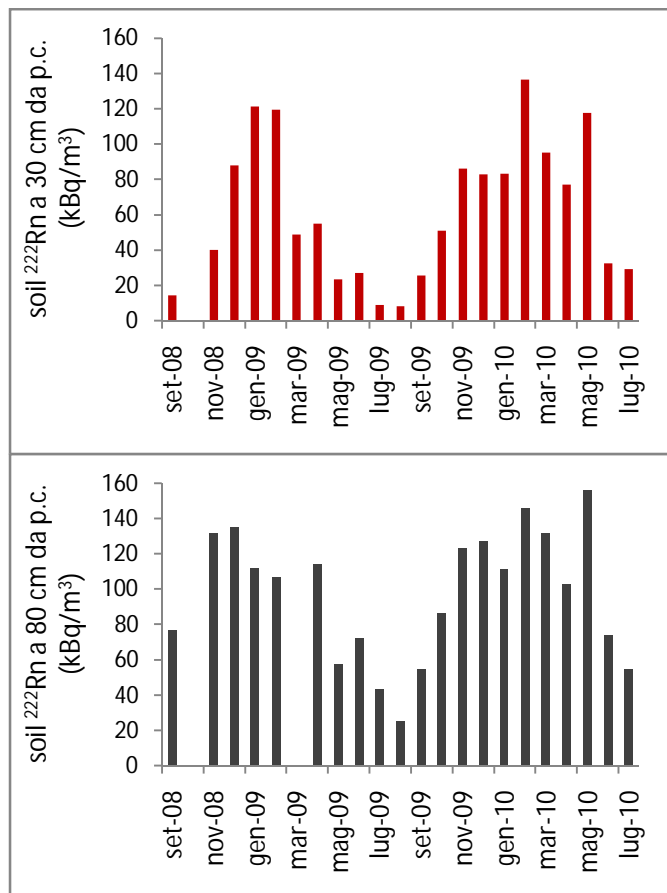


Figura 36. Variabilità stagionale del *soil radon* a 30 e a 80 cm di profondità da p.c. (stazione C1).

Le figure 26 (pagina 102) e 30 (pagina 108) rappresentano in modo chiaro l'andamento stagionale del *soil* ^{222}Rn , misurato alle profondità di 30, 80 e 90 cm da p.c., e risulta in tutti i

casi evidente la correlazione con le precipitazioni. Si osserva come le variazioni maggiori di *soil radon* si hanno di solito nei periodi in cui il regime pluviometrico cambia in modo più netto, in particolare all'inizio dell'autunno e dell'estate. Si può notare inoltre come uno stesso periodo può presentare valori anche molto diversi da un anno all'altro.

Utilizzando i dati di stazione C1 vengono calcolati i valori medi stagionali degli anni 2009 e 2010, considerando la convenzione meteorologica per la suddivisione delle stagioni (inizio dell'inverno il 1° dicembre, della primavera il 1° marzo, dell'estate il 1° giugno, dell'autunno il 1° settembre). I valori medi stagionali sono calcolati come media aritmetica (AM) dei 3 mesi che costituiscono la stagione (tabella 32). Il dato pluviometrico fornisce un'utile indicazione per l'interpretazione delle variazioni stagionali e annuali.

Tabella 32. Variabilità stagionale del *soil radon* a 30 e a 80 cm di profondità da p.c. (stazione C1) e pioggia cumulata stagionale (anni 2009 e 2010).

		<i>Soil</i> ²²² Rn (kBq/m ³)				<i>Soil</i> ²²⁰ Rn (kBq/m ³)				Pioggia (mm)
		30 cm da p.c.		80 cm da p.c.		30 cm da p.c.		80 cm da p.c.		
		AM	Err.	AM	Err.	AM	Err.	AM	Err.	
2009	Inverno	109	3	118	3	403	32	532	37	408.5
	Primavera	43	2	86	3	509	27	770	24	114.0
	Estate	15	1	47	2	311	15	640	26	72.5
	Autunno	54	2	88	2	425	25	651	24	294.8
	Inverno/Estate	7.4		2.5		1.3		0.8		
2010	Inverno	101	2	128	3	318	25	482	22	386.3
	Primavera	97	3	130	3	500	30	643	36	232.9
	Estate	31	1	64	2	530	21	618	40	21.7
	Autunno	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inverno/Estate	3.3		2.0		0.6		0.8		

In tabella è riportato il rapporto tra la concentrazione di radon nel suolo in inverno e la concentrazione in estate, le stagioni con massimo e minimo valore del *soil radon*. Il fattore di variazione inverno/estate è quindi un indice delle oscillazioni massime del *soil radon* nel corso dell'anno.

Per quanto riguarda il *soil* ²²²Rn risulta un rapporto inverno/estate:

- a 30 cm di profondità, 7.4 nel 2009 e 3.3 nel 2010;
- a 80 cm di profondità, 2.5 nel 2009 e 2.0 nel 2010.

Questi dati evidenziano una maggiore variabilità stagionale e annuale della concentrazione di ^{222}Rn a 30 cm di profondità, rispetto a 80 cm, in ragione dell'influenza dei parametri atmosferici sull'esalazione all'interfaccia suolo-atmosfera.

Per quanto riguarda il *soil* ^{220}Rn risulta un rapporto inverno/estate:

- a 30 cm di profondità, 1.3 nel 2009 e 0.6 nel 2010;
- a 80 cm di profondità, 0.8 nel 2009 e 0.8 nel 2010.

La concentrazione di ^{220}Rn mostra rispetto al ^{222}Rn una minore variabilità stagionale e annuale a 30 e a 80 cm di profondità. Questo conferma la minore influenza su questo isotopo dell'esalazione all'interfaccia suolo-atmosfera. I valori di *soil* ^{220}Rn misurati subiscono una forte influenza delle tecniche strumentali: questo è il motivo per cui il rapporto inverno/estate tende ad essere minore di 1 (si veda paragrafo 7.4.2).

7.6 Influenza delle tecniche strumentali

Le strumentazioni e le tecniche di misura utilizzate possono essere un fattore di influenza non trascurabile e ciò può essere verificato nel caso in cui, a parità di altre condizioni, le misure non siano ripetibili o non siano confrontabili variando appunto strumenti e metodologia. Per ottenere risultati significativi e dati usufruibili è necessario rendere tale elemento di disturbo trascurabile. In funzione del sistema utilizzato nel presente lavoro, per la misura della concentrazione di radon nel suolo, si possono sintetizzare i diversi fattori strumentali di influenza in base all'elemento su cui incidono.

Fattori che incidono sull'efficienza del rivelatore del radonometro:

- temperatura e umidità relativa dell'aria all'interno della camera di conteggio;
- livello di carica, usura o malfunzionamento dell'alimentatore che fornisce la corrente elettrica che genera la differenza di potenziale tra cella interna e rivelatore.

Fattori che incidono sulla portata della pompa che aspira aria dal suolo, e quindi sul flusso d'aria all'interno del sistema di misura:

- livello di carica, usura o malfunzionamento dell'alimentatore che fornisce la corrente elettrica che alimenta la pompa;

- permeabilità del suolo (non è un fattore strumentale, ma influenza l'efficienza del sistema di misura utilizzato).

Fattori che possono causare aspirazione di aria atmosferica all'interno del sistema di misura:

- tecnica di perforazione;
- tipo di sonda utilizzata;
- profondità di misura e permeabilità del suolo.

Per quanto riguarda i primi due tipi di fattori, è cura dell'operatore assicurarsi che i parametri strumentali garantiscano un corretto funzionamento del sistema. Vengono di seguito analizzate le cause che possono portare ad aspirazione atmosferica all'interno del sistema di misura, in riferimento a quanto riscontrato nel presente lavoro.

7.6.1 Tipo di sonda e tecnica di perforazione

Sono stati utilizzati due diversi tipi di sonde per l'aspirazione di aria dal suolo. La prima tipologia è un'asta cava in acciaio prodotta dalla "AMS Inc." (figura 37) di diametro interno 7 mm, diametro esterno 11 mm, che presenta nella parte terminale una punta di diametro esterno 13 mm (per facilitare la penetrazione nel terreno) e subito sopra una serie di fori di piccole dimensioni per la captazione dell'aria presente nei pori del suolo. Alla testa dell'asta si applica un manubrio a T per l'infissione manuale nel terreno. Questo tipo di asta è utilizzabile per terreni teneri e per profondità piuttosto superficiali. In tutti gli altri casi si rende necessaria la realizzazione di un preforo che deve avere un diametro di almeno 13 mm.



Figura 37. Sonda "Original Gas Vapor Probe Kit", prodotta dalla "AMS Inc." (figura tratta da [21]).

Utilizzando la sonda AMS, che presenta una punta di diametro maggiore del resto dell'asta (figura 38), si va a creare un volume libero tra le pareti del foro e l'asta cava di misura. La stessa cosa si verifica nel caso in cui si effettui un preforo. L'operatore deve aver cura di sigillare il terreno intorno all'asta all'interfaccia suolo-atmosfera (figura 38), per non lasciare uno spazio che costituisca una via di fuga alternativa del gas radon rispetto all'interno dell'asta cava.



Figura 38. Utilizzo sonda AMS con punta di diametro maggiore del diametro esterno dell'asta cava.

La seconda tipologia di sonda utilizzata è un'asta cava prodotta dalla "RADON v.o.s." (sonda RADON-JOK) di diametro interno 6,5 mm, diametro esterno 11 mm, che termina con una punta in acciaio a perdere di pari diametro esterno. Alla sommità dell'asta si applica una testa di battuta che viene martellata per l'infissione dell'asta fino alla profondità desiderata (figura 39). Quindi all'interno dell'asta cava si inserisce un'asta di diametro adatto che, tramite l'utilizzo di un apposito anello distanziatore, permette l'estrazione della punta. In questo sistema la parete esterna dell'asta cava di misura aderisce completamente al suolo al di sotto del piano di campagna.



Figura 39. Sonda RADON-JOK, prodotta dalla "RADON v.o.s." (figura tratta da [16]).

Solitamente la pompa che aspira aria dal suolo ha una portata di circa 0.5 L/min, da cui deriva che con una misura della durata di 25 minuti si va ad interessare un volume di suolo di una sfera di circa 18 cm di raggio. Quindi anche misurando alla profondità di 30 cm da p.c., non si arriva ad interessare l'interfaccia suolo-atmosfera. Se però viene creato un volume libero tra le pareti del foro e l'asta cava di misura, come nel caso di utilizzo della sonda AMS o di effettuazione di un preforo, tale volume libero può consentire il richiamo di aria dall'interfaccia suolo-atmosfera. Il richiamo di aria atmosferica all'interno del sistema è favorito da una minore profondità di misura, da una approssimativa sigillatura del terreno intorno all'asta all'interfaccia suolo-atmosfera e da una condizione di bassa permeabilità del suolo (in questo caso la pompa fatica maggiormente ad aspirare aria dal suolo, quindi aumenta la captazione di aria dal volume libero).

Determinare un fattore di correzione sempre applicabile per le misure effettuate con sonda AMS e/o con preforo rispetto all'utilizzo di sonda RADO-JOK, non è un'operazione possibile, in quanto la riduzione del valore di *soil radon* misurato, in conseguenza dell'aspirazione di aria atmosferica all'interno del sistema, può essere molto variabile in funzione di diversi parametri.

Considerando il *soil* ^{222}Rn , alla profondità di 80 cm da p.c. è stata rilevata una riduzione del 30 ÷ 40 % con effettuazione di preforo, mentre con infissione manuale della sonda AMS la riduzione è del 15 %. Questo perché nel secondo caso viene creato comunque un volume libero tra le pareti del foro e l'asta cava di misura, ma di minori dimensioni.

In altre misure effettuate con preforo è stato possibile sigillare in modo più efficace il terreno intorno all'asta all'interfaccia suolo-atmosfera. La riduzione del *soil* ^{222}Rn a 80 cm di profondità è stata dell' 8 ÷ 9 %, a 30 cm del 18 ÷ 23 %. Questo conferma che l'effetto di aspirazione di aria atmosferica è maggiore per misure più superficiali.

L'errore medio associato alle misure di *soil* ^{222}Rn è del 2 ÷ 4 %. Analizzando i dati appena illustrati si può affermare che per misure di concentrazione di radon alla profondità di 80 cm da p.c., effettuando un preforo di diametro quanto più piccolo possibile (o con infissione diretta di sonda del tipo AMS) e sigillando nel miglior modo possibile il terreno intorno all'asta all'interfaccia suolo-atmosfera, la riduzione può arrivare a valori che si avvicinano all'errore strumentale associato. La permanenza di una riduzione non trascurabile può essere dovuta al fatto che la presenza di un volume libero fornisce il contributo di porzioni di suolo

più superficiali, a più bassa concentrazione di radon. Non va inoltre trascurata l'incidenza della permeabilità del suolo, che può far variare l'entità della riduzione di *soil radon* misurato. Per quanto riguarda il *soil* ^{220}Rn la riduzione è generalmente minore rispetto al ^{222}Rn , ma le considerazioni sono del tutto analoghe. L'errore medio associato è del $4 \div 6$ %.

In conclusione il miglior dato si ottiene nel caso in cui la parete esterna dell'asta cava di misura aderisce completamente al suolo al di sotto del piano di campagna, quindi con sonda fornita di punta di ugual diametro e infissa direttamente nel suolo, senza effettuazione di preforo.

7.6.2 Confronto con diverse tecniche di campionamento e misura

Nel giugno del 2010 è stato effettuato, nel *test-site* della valle della Caffarella, un interconfronto con la "RADON v.o.s." (Neznal et al., 2004) utilizzando diverse tecniche di campionamento e di misura del *soil radon* (Castelluccio et al., 2010). È stata utilizzata in tutti i casi una sonda RADON-JOK infissa direttamente nel suolo, senza effettuazione di preforo.

La metodologia utilizzata nel presente lavoro prevede campionamento e misura tramite uno strumento (radonometro) fornito di pompa che aspira l'aria dal suolo, e rivelatore allo stato solido al silicio che effettua il conteggio delle particelle α emesse dai prodotti di decadimento del radon, raccolti dalla superficie del rivelatore per attrazione elettrostatica.

La metodologia di confronto si basa sul campionamento di un determinato volume di aria tramite una siringa collegata all'asta cava infissa nel suolo. La misura della concentrazione di radon è effettuata successivamente con due diverse tecniche: utilizzando camere a ionizzazione con campioni di 150 mL di volume e celle di Lucas (camere a scintillazione) con campioni di 100 mL (vedere paragrafo 2.4.1).

Sono state effettuate misure di confronto alla profondità di 30 e 80 cm (stazione C1) e 90 cm (stazione RPS3) da p.c., i cui risultati sono sintetizzati in tabella 33. L'errore strumentale associato alle misure con radonometro è del $2 \div 5$ %. I dati in tabella mostrano valori comparabili per le 3 tecniche di misura, con differenze relative comprese tra lo 0.3 e il 5.9 %. Inoltre è stato verificato, ripetendo la misura con camere a ionizzazione prima e dopo della

misura con radonometro, che il volume di aria aspirato dalla pompa non incide sul valore registrato.

Tabella 33. Confronto di diverse tecniche di misura della concentrazione di radon nel suolo, nel *test-site* della valle della Caffarella.

Stazione	Profondità da p.c. (cm)	<i>Soil</i> ^{222}Rn (kBq/m ³)		
		Radonometro	Camera ionizzazione	Cella Lucas
C1	30	46.7	47.1	47.8
C1	80	108.0	113.8	108.3
RPS3	90	60.7	-	57.1

7.7 Corretta valutazione del soil radon

In un contesto nel quale il principale meccanismo di trasporto del gas è la diffusione (trasporto legato al gradiente di concentrazione del radon in un limitato intorno del punto di misura, dell'ordine di qualche decina di centimetri), quindi in assenza di risalita di fluidi profondi, i principali parametri che regolano la concentrazione misurata di radon nel suolo sono:

- tipo di substrato geologico;
- profondità di misura;
- permeabilità intrinseca del suolo;
- condizioni del suolo superficiale;
- tecniche di campionamento.

Capitolo 8

Mappature di soil radon

8.1 Definizione dell'area

Al fine di valutare dal punto di vista geologico i possibili criteri di radon *risk mapping*, le conoscenze acquisite relativamente alle caratteristiche del *soil radon* sono state utilizzate per definire una metodologia di indagine sul territorio che permetta la determinazione di un fattore di pericolosità.

Innanzitutto è bene considerare che l'approccio alla problematica, i criteri di indagine e i risultati ottenibili sono diversi in funzione della scala di indagine che si intende utilizzare. Sostanzialmente è possibile operare in due modi differenti: tramite analisi su vaste aree, mirata all'individuazione delle *radon-prone areas* (aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon *indoor*), oppure tramite indagine di dettaglio (scala di cantiere) che permetta di definire in modo più puntuale il potenziale rilascio di radon di una determinata porzione di territorio. Nel primo caso è possibile ottenere un utile strumento in fase di pianificazione territoriale, adottando un opportuno criterio di scelta, ove possibile, di aree con potenziale basso rilascio di radon dal suolo. Nel secondo caso l'indagine può riguardare una fase successiva alla pianificazione territoriale, con una quantificazione dettagliata del fattore di pericolosità da radon, necessario per definire la messa in opera di adeguate tecniche costruttive per limitare al massimo il passaggio del gas dal suolo agli edifici.

In funzione delle caratteristiche di variabilità spaziale e temporale del *soil radon*, l'indagine su vaste aree può condurre ad una zonizzazione utile alla pianificazione territoriale, ma che rimane un'indicazione di carattere generale. Sarà difficilmente adottabile una densità di campionamento pari a quella utilizzabile in un'analisi alla scala di cantiere; più probabilmente saranno utilizzati in modo opportuno pochi punti di controllo, sfruttando maggiormente le conoscenze sulla geologia e sull'assetto strutturale dell'area. Questo approccio può risultare particolarmente utile nell'individuazione di aree con valori anomali estremamente elevati, come potrebbe accadere ad esempio in prossimità di discontinuità geologico-strutturali e/o

zone idrotermali. Ad una scala di cantiere è possibile operare con una maggiore densità di campionamento del *soil radon* e definire il potenziale rilascio di radon dal suolo con minore margine di errore.

In conseguenza di quanto esposto, si è scelto di operare ad una scala di dettaglio, definendo all'interno della valle della Caffarella un'area di dimensioni limitate, che possa simulare un lotto di terreno destinato ad edificazione, di cui si voglia determinare il fattore di pericolosità da radon. Nelle immediate vicinanze del "Casale della Vaccareccia", a E di esso, è stata individuata un'area rettangolare (tavola I, in fondo al volume) di dimensioni 150 x 240 metri (3.6 ettari), caratterizzata da un settore meridionale pianeggiante rilevato con quota massima di circa 47 m s.l.m., che degrada verso un settore di nuovo pianeggiante nella parte più settentrionale, con quota minima intorno ai 23 m s.l.m. Descritto l'andamento generale, l'intera area presenta una morfologia con diverse variazioni di pendenza, il settore SW degrada rapidamente verso il "Casale della Vaccareccia", nel settore centrale è presente uno sprofondamento di alcuni metri, mentre il settore NE presenta un nuovo aumento di quota.

Nell'area di indagine sono segnalati nella Carta geologica del Comune di Roma (Funicello & Giordano, 2005) i prodotti vulcanici dei Colli Albani, dalla più recente unità eruttiva di "Villa Senni" (VSEU), all'unità delle "Pozzolane Rosse" (RED). La piana a quota più rilevata nel settore S-SE si sviluppa sul membro delle "Pozzolanelle" (VSN2) di VSEU; degradando verso W e verso N si passa prima al membro del "Tufo Lionato" (VSN1) di VSEU (una ristretta fascia in affioramento), e poi all'unità delle "Pozzolane Rosse" (tavola I). Non è segnalata in affioramento l'unità delle "Pozzolane Nere" (PNR), a causa del suo limitato spessore nell'area in questione (meno di un metro). Queste unità hanno dato origine ad uno spessore di suolo generalmente dell'ordine del metro, e sono visibili in affioramento solo in presenza di alcune rotture di pendio o di sprofondamenti. Buona parte del settore N e NE presenta la copertura di terreni di riporto (tavola I) di spessore dal metro ai 4-6 metri (Ventriglia, 2002). A causa della presenza di tali terreni di riporto, nell'area di indagine nessun punto di misura si viene a trovare sui depositi alluvionali. È stata quindi predisposta una stazione di misura fissa (RPS4) sui depositi alluvionali recenti del fiume Almone (a2) al di fuori dell'area mappata (per la collocazione vedere paragrafo 4.8), monitorando la concentrazione di radon alla profondità di 80 cm da p.c., a partire da aprile 2009: sono stati ottenuti valori di ^{222}Rn tra 5 e 30 kBq/m³, con il trend stagionale già riscontrato per le altre stazioni, e valori di ^{220}Rn tra 110 e 270 kBq/m³.

8.2 Criteri di indagine

Nello svolgimento dei rilievi della concentrazione di radon nel suolo, si è stabilito di coprire l'area con una griglia regolare di punti di misura, in modo da ottenere un *data set* quanto più omogeneo possibile nella distribuzione spaziale. La collocazione *in situ* di tali punti ha necessariamente comportato alcune variazioni a tale assetto (tavola I), dovute a difficoltà incontrate sul terreno. L'equidistanza tra i diversi punti di misura è pari a circa 30 metri, scelta in modo da conciliare una significatività del dato per un'analisi di dettaglio, con lo svolgimento dell'indagine in tempi ragionevoli (minor incidenza possibile delle variazioni stagionali). Ne risulta una griglia di 54 punti di misura. A partire dal vertice SE dell'area mappata, i punti sono indicati da E verso W con le lettere A, B, C, D, E, F e da S verso N con i numeri da 1 a 9 (appendici E, F).

In base a quanto emerso dal capitolo 7, risulta opportuno indagare ad una profondità non troppo superficiale, in modo da ottenere un minore effetto della variabilità spaziale e temporale e una minore possibilità di ingresso di aria atmosferica all'interno del sistema di misura. La profondità di 80 cm dal p.c. rappresenta un ottimo compromesso tra la possibilità di realizzare misure in modo economico e speditivo e l'incremento del valore di *soil radon* con la profondità, in funzione della dispersione all'interfaccia con l'atmosfera.

Per ottenere un dato quanto più rappresentativo possibile, in ragione dell'elevata variabilità del *soil radon* anche per brevi distanze, per ogni punto della maglia vengono fatte due misure ravvicinate (2 metri di distanza l'una dall'altra), il cui valore viene mediato. Questo consente inoltre di individuare e trattare nel modo opportuno eventuali valori anomali dovuti a condizioni particolari puntuali.

Ognuna delle campagne di misura per la realizzazione di mappature di *soil radon*, ha richiesto un tempo di svolgimento da alcuni giorni ad alcune settimane, dovendo pertanto misurare punti diversi in giorni diversi. Al fine di non trascurare le variazioni temporali su breve intervallo (giorni/settimane) e di ottenere quindi valori effettivamente correlabili tra loro, è stata predisposta, all'interno dell'area di indagine e nel suolo sviluppato su VSN2, una stazione fissa di riferimento, dove i parametri concentrazione di radon, contenuto d'acqua e temperatura del suolo, sono stati rilevati costantemente durante tutto il periodo di indagine. La stazione di riferimento rappresenta quindi un punto di controllo delle variazioni temporali del

soil radon, che consente di referenziare ad esso ogni altra misura effettuata nei 54 punti della griglia definita, correggendo i valori e rendendoli confrontabili tra loro.

Lo studio illustrato nel capitolo 7 ha messo in evidenza che le variazioni temporali nella concentrazione di radon nel suolo sono notevoli a scala stagionale (quantomeno questo è verificato per il regime climatico dell'area indagata). Pertanto è stato stabilito di ripetere ogni campagna di misura in due diversi periodi dell'anno, in coincidenza con i massimi e i minimi valori di *soil radon* attesi (periodo invernale piovoso e periodo estivo secco). Inoltre le campagne di misura sono state ripetute per due anni consecutivi, al fine di avere un *data-set* più consistente per l'interpretazione dei risultati e la messa a punto di una metodologia di valutazione del fattore di pericolosità da radon. Nelle appendici E, F sono riportate le coordinate metriche (UTM) dei 54 punti di misura della griglia che copre l'area, e i valori di *soil radon* misurati in tutte le campagne effettuate.

8.2.1 Utilizzo della stazione di riferimento

All'interno dell'area definita per la mappatura del *soil radon* è stata posizionata una stazione fissa di riferimento (RPS3). Essa si trova circa 200 m ad E del "Casale della Vaccareccia" (tavola I), nell'area piana rilevata costituita da VSN2, infissa nel suolo ad una profondità di 90 cm dal piano campagna. La stazione è stata attrezzata in modo da poter fornire sia i valori di concentrazione di radon, sia i parametri contenuto d'acqua e temperatura del suolo, sempre alla profondità di 90 cm. Il monitoraggio della stazione RPS3 è stato effettuato come operazione preliminare di ognuna delle giornate di lavoro in campagna. Per ogni campagna di misura per la realizzazione di mappature di *soil radon*, sono stati confrontati tutti i valori di radon registrati alla stazione fissa, considerando il valore più alto equivalente alla massima condizione di pericolosità relativa al periodo in questione ed attribuendo ad esso un indice percentuale pari a 100. Agli altri valori di *soil radon* della stazione di riferimento viene attribuito un valore percentuale, proporzionalmente a quello massimo registrato. A questo punto per ogni giornata di misure effettuate si ha un valore percentuale, indice della frazione misurata rispetto al valore massimo registrabile nel periodo di durata della campagna. Applicando un semplice sistema di proporzioni, i valori registrati in diversi giorni ai vari

punti della griglia di misura, possono essere calcolati tutti come valore massimo registrabile nel periodo in questione. In tal modo sono stati ottenuti valori confrontabili tra loro, non più dipendenti dalla variabile temporale. Il riferimento viene stabilito al valore massimo registrato alla stazione di riferimento poiché si ritiene opportuno valutare il potenziale massimo del fattore di pericolosità, così che eventuali accorgimenti anti-radon non rischino di essere sotto proporzionati. Da precisare in ultimo che per ogni campagna di misure sono stati esclusi il valore più alto e il valore più basso registrati alla stazione di riferimento, al fine di escludere l'influenza di eventuali anomalie.

8.2.2 Produzione di elaborati cartografici

Successivamente all'acquisizione in campagna e all'elaborazione numerica descritta nei precedenti paragrafi e capitoli, il dato è pronto per essere utilizzato ai fini della realizzazione di elaborati cartografici che permettano di avere un quadro sintetico e di veloce visualizzazione e comprensione della grandezza e della distribuzione spaziale e temporale delle variabili analizzate. Allo scopo è stato utilizzato il *software* informatico "Surfer 8", che possiede gli elementi di geostatistica necessari. Una preliminare analisi statistica dei dati di *soil radon* ha messo in evidenza che, nelle diverse campagne di misura, la distribuzione dei valori risulta log-normale (esempio in figura 40). Di conseguenza i dati importati ed utilizzati per l'elaborazione in "Surfer 8" sono stati espressi come logaritmo naturale del valore misurato in campagna (nella rappresentazione grafica finale, per una più facile comprensione, i valori in legenda sono stati nuovamente riconvertiti).

Il ricorso alla geostatistica deriva dal fatto che la realizzazione di una cartografia tematica che copra in modo continuo una determinata porzione di territorio, prevede necessariamente l'utilizzo di un metodo di interpolazione spaziale, dal momento che la variabile viene misurata in campagna in modo puntuale e discreto. L'algoritmo di stima puntuale utilizzato è il *kriging*, un metodo di regressione che permette di interpolare una grandezza nello spazio, minimizzando l'errore quadratico medio. Questo è reso possibile dall'utilizzo di un particolare grafico, il variogramma (o semivariogramma), che mette in relazione la distanza tra coppie di dati (asse delle ascisse) con la varianza (misura di quanto i valori assunti dalla

variabile si discostino dalla media). Affinché un variogramma sperimentale possa essere applicato per la stima di valori incogniti, è necessario trovare una funzione matematica generale (modello) che interpoli il comportamento spaziale dei dati sperimentali. Nel presente lavoro sono stati usati solitamente un modello sferico o un modello lineare, talora con l'aggiunta del così detto "effetto *nugget*", dovuto alla presenza di una variazione dipendente da una scala spaziale più piccola della minima distanza tra coppie di dati.

L'elaborato finale è una carta ad isolinee di ugual valore della variabile considerata, che delimitano aree contraddistinte da diverse tonalità di colore (vedere tavole degli elaborati "Surfer", a fine volume).

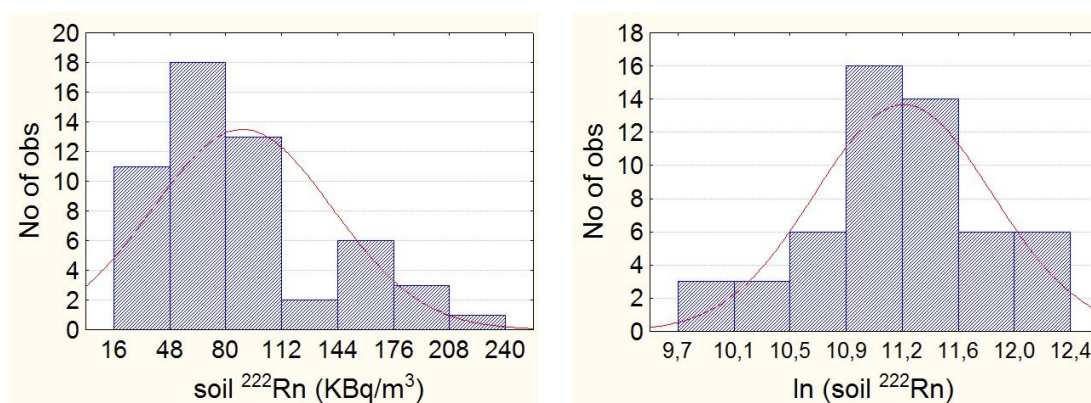


Figura 40. Distribuzione di frequenza dei valori di *soil* ²²²Rn della campagna invernale di misure del 2009.

8.3 Campagne di misura del 2009

Nel corso del 2009 sono state effettuate due diverse campagne di misura del *soil radon*, una nel periodo invernale e una in quello estivo, ripetendo i rilievi nei medesimi punti. Le misure hanno confermato come i fattori principali di controllo siano il tipo di substrato geologico e la permeabilità del suolo e hanno chiaramente evidenziato il trend stagionale della concentrazione di radon nel suolo. Le appendici E, F contengono i valori numerici delle misure effettuate, le tavole III e IV presentano gli elaborati cartografici prodotti.

La campagna invernale è stata effettuata dal 28/01/2009 al 16/04/2009, fornendo i seguenti risultati:

- i suoli sviluppati su litotipi vulcanici presentano valori di ^{222}Rn generalmente al di sopra dei 70 kBq/m^3 , con un valore massimo registrato di 240 kBq/m^3 ; condizioni locali di bassa permeabilità hanno fatto registrare valori tra i 50 e i 20 kBq/m^3 (incidenza di tecniche strumentali);
- i terreni di riporto presentano valori di ^{222}Rn inferiori ai 100 kBq/m^3 , con un valore minimo registrato di circa 16 kBq/m^3 ; i valori per quanto eterogenei sono tali da confermare la matrice di tipo vulcanico dei materiali;
- i valori di ^{220}Rn mostrano una distribuzione areale simile al ^{222}Rn (in funzione di litotipo e permeabilità), con valori (da circa 150 a circa 1000 kBq/m^3) che sembrano però influenzati da caratteristiche del suolo ancora più puntuali.

Nella tavola II la mappa della concentrazione invernale di *soil* ^{222}Rn è stata sovrapposta ad uno stralcio della Carta geologica del Comune di Roma (Funciello & Giordano, 2005), ridisegnata con un programma di grafica al fine di avere un'immagine ben definita alla scala di rappresentazione. La linea grigia all'interno dell'area mappata delimita il settore (a N di essa) dove sono presenti terreni di riporto. Appare evidente come in tale settore i valori tendano ad essere bassi rispetto alla media dell'area. Il settore SE si sviluppa in piano con suolo originato da VSN2 e presenta valori elevati di *soil* ^{222}Rn . Valori elevati sono stati registrati anche nel settore centrale caratterizzato da suolo originato da RED. Localmente, all'interno del suolo di natura vulcanica, si notano punti con valori piuttosto bassi di radon: questo è dovuto alla presenza di zone a bassa permeabilità che fanno registrare un abbassamento delle concentrazioni a causa dell'incidenza delle tecniche strumentali (paragrafo 7.6.1). La rappresentazione grafica suggerisce che potrebbe esserci una correlazione tra punti con valori relativi di *soil* ^{222}Rn più bassi e suolo originato da VSN1, funzione sia della granulometria e quindi della permeabilità del suolo, sia del fatto che la morfologia è degradante verso W e verso N (il trasporto di elementi minerali secondo la pendenza può creare una situazione di non coincidenza tra i limiti geologici e le tipologie di suolo presenti in superficie). D'altra parte la densità di campionamento (circa 30 m) e la variabilità tipica del *soil radon*, rendono difficoltosa se non impossibile l'associazione tra valori misurati e unità geologiche o addirittura membri di una stessa unità.

La campagna estiva è stata effettuata dal 14/07/2009 all'11/08/2009. La distribuzione spaziale delle concentrazioni di radon è simile a quanto riscontrato con la campagna invernale. I valori registrati nel corso della campagna estiva hanno mostrato una diminuzione media di circa il

65% (variazione del valore medio dell'intera area) rispetto alla campagna di misura invernale per quanto riguarda il ^{222}Rn , mentre è rimasto all'incirca invariato il valore medio di ^{220}Rn (diminuzione del 6%). Il diverso comportamento del thoron dipende dal fatto che il valore registrato è indice dell'immediato intorno del punto di misura (come osservato anche da Schroeder et al., 1965): tale isotopo subisce un'influenza debole o nulla del rilascio di gas all'interfaccia con l'atmosfera (come illustrato nel paragrafo 7.5.1); ne consegue una bassa incidenza dalle condizioni fisiche stagionali del suolo dalla superficie alla profondità di misura.

Nel corso delle campagne del 2009 le misure sono state effettuate tramite sonda AMS (descritta nel paragrafo 7.6.1), l'utilizzo della quale comporta la creazione di un volume libero tra le pareti del foro e l'asta cava di misura. La presenza di tale volume libero facilita il richiamo di aria atmosferica all'interno del sistema di misura, con conseguente sottostima dei valori di *soil radon*: questo fenomeno è particolarmente accentuato da condizioni di bassa permeabilità, per le quali la pompa del radonometro fatica a richiamare aria dai pori del suolo. Il preforo effettuato per ogni misura della campagna invernale è stato incamiciato con tubo cilindrico in plastica di opportuno diametro e lunghezza e sigillato con argilla o plastilina. Questo procedimento ha consentito (nella maggior parte dei casi) di ripetere le misure per la campagna estiva nello stesso foro utilizzato per la campagna invernale.

8.4 Campagne di misura del 2010

Nel corso del 2010 sono state effettuate due ulteriori campagne di misura del *soil radon* (una invernale nel mese di febbraio ed una estiva nel mese di luglio), individuando all'interno dell'area di 3.6 ettari precedentemente indagata, due settori di particolare interesse (figura 41) in funzione di substrato geologico, permeabilità del suolo e risultati ottenuti con le campagne del 2009. I due settori, assimilabili a due lotti di terreno edificabili grossomodo pianeggianti, presentano le seguenti caratteristiche:

- sito 1, collocato a E del "Casale della Vaccareccia", dimensioni 90 x 60 metri, coperto da 12 punti di misura;

- sito 2, collocato a NE del “Casale della Vaccarella”, dimensioni 60 x 120 metri, coperto da 15 punti di misura.

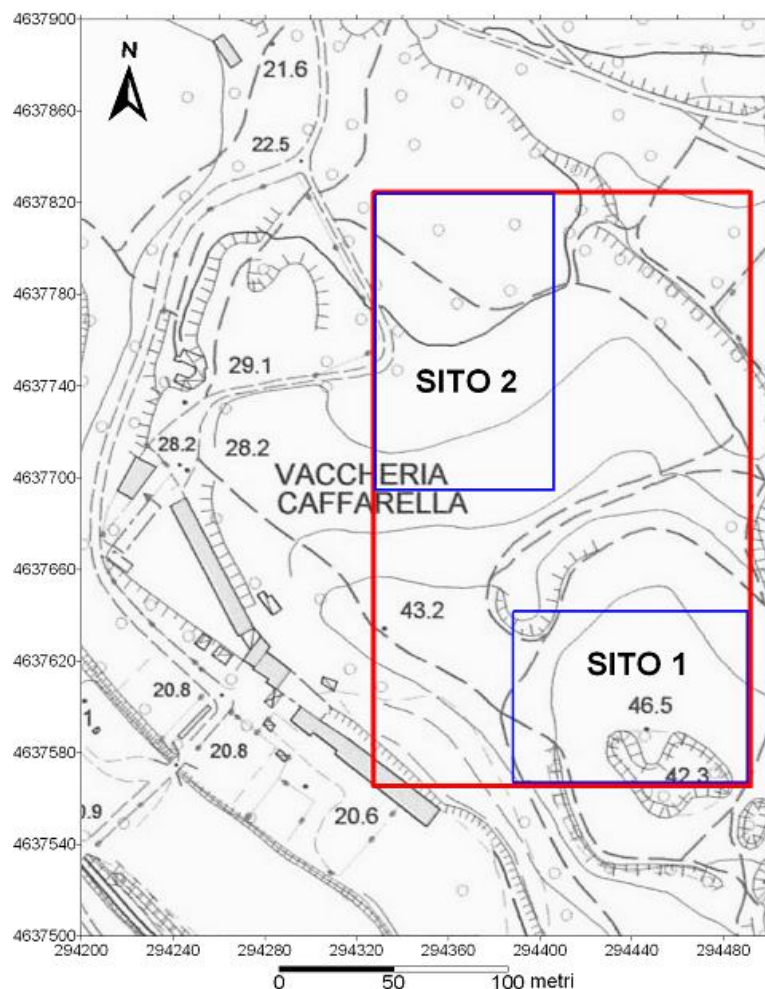


Figura 41. Settori di indagine del 2010 (sito 1 e sito 2, riquadri in blu) all’interno dell’area indagata nel corso del 2009 (riquadro in rosso).

I punti di misura sono gli stessi delle campagne del 2009, ma nelle campagne del 2010 per la collocazione di tali punti si è fatto ricorso esclusivamente ad un GPS (Global Positioning System), contenente in memoria le coordinate registrate nel corso della prima campagna del 2009. Pertanto, a causa dell’errore inevitabilmente associato all’utilizzo del sistema GPS (3 ÷ 4 m), i fori relativi ad ogni punto di misura possono essere stati effettuati ad una distanza anche di qualche metro, tra campagne 2009 e 2010 e tra campagna invernale ed estiva del 2010.

Le appendici E, F contengono i valori numerici delle misure di *soil radon* effettuate, le tavole V e VI presentano gli elaborati cartografici prodotti. La campagna invernale ha fornito i seguenti risultati:

- i suoli sviluppati su litotipi vulcanici presentano valori di ^{222}Rn generalmente al di sopra degli 80 kBq/m^3 , con un valore massimo registrato di 270 kBq/m^3 ;
- i terreni di riporto presentano valori di ^{222}Rn compresi tra 56 e 93 kBq/m^3 , tranne il punto D8 che presenta un valore di circa 135 kBq/m^3 ;
- i valori di ^{220}Rn mostrano una distribuzione areale simile al ^{222}Rn , con valori compresi tra 100 e 840 kBq/m^3 .

Per quanto riguarda il *soil* ^{222}Rn , la campagna estiva ha messo in evidenza una distribuzione spaziale delle concentrazioni simile a quanto riscontrato con la campagna invernale, con la differenza più evidente del valore anomalo basso del punto B3, in funzione di una permeabilità intrinseca bassa riscontrata in tale punto nel mese di luglio; i valori registrati presentano una diminuzione media di circa il 60% (variazione del valore medio dell'intera area dei due settori) rispetto alla campagna di misura invernale.

Per quanto riguarda il *soil* ^{220}Rn , va distinto quanto riscontrato nei due diversi settori. Nel sito 1, la campagna estiva ha messo in evidenza una distribuzione spaziale delle concentrazioni analoga a quanto riscontrato con la campagna invernale; il valore medio è all'incirca invariato (aumento dell'1%). Nel sito 2 invece, campagna estiva e campagna invernale presentano notevoli differenze, sia in termini di distribuzione spaziale, sia di valori rilevati: il valore medio della campagna estiva presenta un aumento addirittura dell'80% rispetto alla campagna invernale. Questa situazione è dovuta ancora una volta all'incidenza delle tecniche strumentali in funzione della permeabilità intrinseca del suolo (dati presentati nel paragrafo seguente).

Nel corso delle campagne del 2010 le misure sono state effettuate tramite sonda RADON-JOK (descritta nel paragrafo 7.6.1), la quale consente di evitare che si crei volume libero tra le pareti del foro e l'asta cava di misura. In questo modo è stata notevolmente limitata la sottostima del *soil* ^{222}Rn per richiamo di aria atmosferica, risultata evidente nelle campagne del 2010 in un solo caso (campagna estiva, punto B3, bassa permeabilità intrinseca del suolo). D'altra parte l'utilizzo della sonda RADON-JOK ha creato ulteriori difficoltà nella valutazione del *soil* ^{220}Rn . In condizioni di permeabilità intrinseca del suolo molto bassa la portata della pompa del radonometro e quindi la velocità di flusso dell'aria all'interno del sistema diminuiscono; con la sonda RADON-JOK tale fenomeno è accentuato dal fatto che

non esiste un volume libero tra le pareti del foro e l'asta cava di misura. Questo si traduce in una notevole sottostima della concentrazione di ^{220}Rn . Al fine di non avere una eccessiva incidenza di questo fenomeno di disturbo, nella rappresentazione grafica di entrambe le campagne di *soil* ^{220}Rn sono stati esclusi i valori registrati nei punti D1, D2, C3, F9 (da segnalare che, per lo stesso motivo, è stato escluso dalla rappresentazione grafica della campagna invernale del 2009 il valore di *soil* ^{220}Rn del punto C4). Nonostante questo, nel sito 2, in funzione di una maggiore variazione della permeabilità intrinseca del suolo tra inverno ed estate (vedere paragrafo seguente), è stata riscontrata una notevole variazione del valore medio di *soil* ^{220}Rn (evidente negli elaborati cartografici di tavola VI), con valori minori durante l'inverno (minore permeabilità intrinseca, maggiore sottostima del ^{220}Rn).

Confrontando i dati ottenuti nel 2009 e nel 2010 (tavole III, IV, V, VI), si riscontra generalmente una situazione simile sia per gli intervalli di valori misurati, sia per la distribuzione nello spazio delle concentrazioni di radon. Le differenze più importanti possono essere sintetizzate come segue:

- le mappe di *soil* ^{222}Rn del 2009 presentano aree, in suolo sviluppato su litotipi vulcanici, con valori piuttosto bassi per sottostima dovuta a richiamo di aria atmosferica all'interno del sistema; nelle mappature del 2010 tale inconveniente di tipo strumentale è quasi del tutto superato;
- per lo stesso motivo descritto nel punto precedente, la mappa di *soil* ^{222}Rn relativa all'inverno 2009 presenta, rispetto a quella dell'inverno 2010, una maggiore eterogeneità dei valori misurati all'interno dei terreni di riporto;
- variazioni nei valori di *soil* ^{220}Rn e nella loro distribuzione spaziale sono da attribuirsi sostanzialmente alle diverse tecniche strumentali utilizzate, come viene illustrato di seguito nel paragrafo.

Per quanto riguarda le variazioni stagionali riscontrate nelle concentrazioni di radon nel suolo, nel 2009 la campagna estiva ha messo in evidenza una diminuzione del valore medio di *soil* ^{222}Rn del 65% circa; tale diminuzione del valore medio nelle mappature del 2010 è risultata essere del 60% circa. Per il *soil* ^{220}Rn , il valore medio è all'incirca invariato (diminuzione del 6% in estate) nel 2009; nelle mappature del 2010 la situazione si presenta differente nei due settori: nel sito 1 valore medio invariato (aumento dell'1%), nel sito 2 aumento dell'80% nel periodo estivo.

L'analisi dei risultati ottenuti per il *soil* ^{220}Rn fornisce interessanti indicazioni sull'influenza delle tecniche strumentali. Nel corso del 2009 è stata utilizzata la sonda AMS che, come già visto, favorisce il richiamo di aria atmosferica all'interno del sistema di misura con sottostima dei valori di radon. Nel corso del 2010 è stata utilizzata la sonda RADON-JOK che limita notevolmente il richiamo di aria atmosferica, ma favorisce, soprattutto in condizioni di bassa permeabilità intrinseca del suolo, una riduzione della velocità di flusso dell'aria all'interno del sistema di misura, con conseguente sottostima del ^{220}Rn . Il valore registrato di ^{220}Rn è indice dell'immediato intorno del punto di misura, ne consegue una bassa incidenza dalle condizioni fisiche stagionali del suolo dalla superficie alla profondità di misura. Questo spiega il fatto che il valore medio tenda ad essere invariato tra inverno ed estate, sia nel 2009, sia nel 2010 per il sito 1. Interessante è l'analisi del valore medio di *soil* ^{220}Rn dei 15 punti del sito 2:

- circa 350 kBq/m³ nel 2009;
- circa 250 kBq/m³ nell'inverno 2010;
- circa 450 kBq/m³ nell'estate 2010.

La riduzione della velocità del flusso d'aria all'interno del sistema di misura è il fenomeno che causa la maggiore sottostima di ^{220}Rn (fenomeno che prevale nella campagna invernale del 2010, per condizioni di bassa permeabilità intrinseca del suolo). Nel corso del 2009 la sottostima è causata dal richiamo di aria atmosferica all'interno del sistema e dalla riduzione della velocità di flusso, ma quest'ultima ha un'incidenza minore rispetto all'inverno 2010, proprio in funzione dello stesso elemento che favorisce invece il richiamo di aria atmosferica (presenza di un volume libero tra pareti del foro e asta). Quando entrambi i fenomeni di disturbo hanno un'incidenza minore, si registrano i maggiori valori di ^{220}Rn (estate 2010, aumento della permeabilità intrinseca rispetto al periodo invernale).

8.4.1 Misure di permeabilità intrinseca del suolo

Utilizzando la strumentazione (RADON-JOK) illustrata nel paragrafo 5.4, e i procedimenti di calcolo descritti nel paragrafo 6.4, nel corso delle due campagne 2010 di misura del *soil radon*, è stata rilevata la permeabilità intrinseca del suolo negli stessi punti (27 in totale) e alla stessa profondità (80 cm da p.c.) di misura della concentrazione di radon. La misura della

permeabilità intrinseca del suolo (k) è immediatamente precedente a quella del *soil radon* (si utilizza per entrambi i rilievi la stessa asta cava infissa nel suolo). La tavola VII contiene gli elaborati cartografici delle mappe di k relativa a inverno (febbraio) ed estate (luglio) 2010.

Nell'appendice G sono riportati tutti i valori di permeabilità intrinseca rilevati, con relativa indicazione della classe di permeabilità, in base alla suddivisione illustrata nel paragrafo 3.8.1 (Nezmal & Nezmal, 2005). Lo strumento utilizzato ha una soglia minima di rilevabilità di k pari a $5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ e una soglia massima pari a $1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$ (in tabella i valori eccedenti tali limiti sono indicati con il rispettivo valore soglia). Confrontando i dati di k con quelli delle appendici E, F, è possibile ottenere il riscontro numerico di quanto illustrato nei paragrafi 8.3 e 8.4, in termini di influenza di k sui valori di *soil radon* registrati. In particolare risulta evidente come i valori più bassi di k tendano generalmente a coincidere con valori fortemente sottostimati di *soil* ^{220}Rn (punti D1, D2, F9 della campagna invernale; punto C3 della campagna estiva).

Per quanto riguarda il ^{222}Rn , utilizzando tutti i dati di *soil radon* e k delle due campagne del 2010 (numerosità $N = 54$) e l'approccio statistico descritto nel paragrafo 7.2, si è ottenuta una correlazione inversa tra i due parametri, con un valore di R piuttosto basso (circa 0.3) ma comunque statisticamente significativo (livello di significatività 0.05). Questo è in accordo con quanto riscontrato dallo studio delle caratteristiche del *soil radon* (capitolo 7): il valore di correlazione basso è dovuto al fatto che k è misurata a 80 cm da p.c., mentre parametro di influenza più importante è la condizione del suolo più superficiale.

Il valore medio di k dei 27 punti di misura aumenta da $4.0 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ nel periodo invernale a $7.7 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ in quello estivo, come è lecito attendere in funzione di un maggiore contenuto d'acqua nel suolo nel periodo invernale, e in accordo con il trend stagionale del *soil* ^{222}Rn .

Distinguendo i due settori la situazione è la seguente:

- sito 1, k media invernale $4.2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$, k media estiva $5.6 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$;
- sito 2, k media invernale $3.7 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$, k media estiva $9.3 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$.

Il sito 2 è caratterizzato da una maggiore variabilità di k tra inverno ed estate. Questo spiega i differenti risultati ottenuti per il *soil* ^{220}Rn nei due diversi settori: valore medio pressoché costante tra inverno ed estate nel sito 1, variazione sensibile nel sito 2.

Tutti i valori medi riportati nel testo ricadono nelle classi di k media (al limite con la classe alta) e alta. Si tratta quindi di suoli che tendono a farsi attraversare con facilità dal gas radon, e questo favorisce il potenziale rilascio all'interfaccia suolo-atmosfera. La situazione è in

realtà più complessa, funzione del profilo verticale della permeabilità e delle sue variazioni stagionali. Il discorso verrà ripreso nel corso del capitolo 10.

8.5 Mappatura di radioattività γ totale del suolo

Nel luglio del 2008, in collaborazione con la Dott.ssa Filomena Daniele e con il gruppo di lavoro del Prof. Domenico Cosentino (Università degli Studi “Roma Tre”), sono state effettuate misure di radioattività γ totale del suolo superficiale, con la realizzazione di una mappatura del parametro misurato (utilizzo del *software* “Surfer 8”). Lo strumento da campagna utilizzato è un rivelatore a scintillazione Geiger-Muller (cristallo di ioduro di sodio attivato al tallio).

L’area indagata si trova subito ad E del “Casale della Vaccareccia” (figura 42), con una parziale sovrapposizione all’area coperta dalle misure di *soil radon*. L’area è allungata in direzione SE-NW, composta da tre settori rettangolari, diversi tra loro per estensione ed orientazione, che vanno ad interessare suoli sviluppati sulle unità eruttive di “Villa Senni” e delle “Pozzolane Rosse” (tavola VIII). La sonda è stata posizionata sul terreno ogni 4 metri, ottenendo una griglia di 191 punti di misura che copre un’area di 2432 m² (16 x 152 metri). Spostandosi lungo il lato più corto di ogni settore rettangolare i punti sono indicati, da NE verso SW, con le lettere V, W, X, Y, Z; procedendo invece da SE a NW i punti sono numerati da 1 a 38. In figura 42 sono indicati i vertici dei tre settori rettangolari e in tabella 34 sono riportate le loro coordinate metriche (UTM).

Ogni singola misura di radioattività γ totale effettuata in un punto ha la durata di 1 minuto; la scala dei valori di tavola VIII è espressa in colpi per minuto (cpm). La mappatura realizzata evidenzia che i valori maggiori di radioattività γ totale sono stati misurati nella parte più meridionale e rilevata dell’area, su suolo sviluppato VSN2; valori piuttosto elevati presenta anche il suolo sviluppato su RED; i valori più bassi sono stati rilevati per il suolo sviluppato su VSN1. Nell’appendice H sono riportati i valori in cpm di tutti i 191 punti di misura. Esprimendo la radioattività γ totale in colpi per secondo (cps), i valori registrati sono compresi tra 140 e 190 cps.



80 m

Figura 42. Area indagata con misure di radioattività γ totale del suolo superficiale: indicati i vertici di cui sono riportate le coordinate metriche in tabella 34 (figura tratta da [19], modificata).

Tabella 34. Coordinate metriche (UTM) dei vertici dell'area indagata con misure di radioattività γ totale del suolo superficiale.

Punti di misura	UTM – Zona 33 T	
	Longitudine	Latitudine
V1	294426	4637565
Z1	294415	4637556
V13	294403	4637605
Z13	294388	4637598
V22	294374	4637631
Z22	294363	4637621
V38	294358	4637689
Z38	294344	4637681

Dall'osservazione di tavola VIII emerge un elemento interessante. Nell'immagine di destra, la mappa di radioattività γ totale del suolo è stata sovrapposta alla mappa di *soil* ^{222}Rn

dell'inverno 2009: si osserva una buona corrispondenza della distribuzione nello spazio dei valori dei due parametri. Considerazioni di questo genere rimangono comunque di carattere generale, tenuto conto dei diversi periodi di misura e soprattutto della diversa densità di campionamento dei due parametri. Tuttavia, riprendendo quanto esposto nel paragrafo 8.3, questi dati rappresentano un possibile elemento di conferma della corrispondenza tra punti con valori relativi di *soil* ^{222}Rn più bassi e suolo originato da VSN1.

8.6 Misure di flusso superficiale di CO₂

Nel luglio del 2010, in collaborazione con il gruppo di lavoro del Prof. Franco Barberi (Università degli Studi "Roma Tre"), sono state effettuate misure del flusso superficiale di CO₂. Il sistema di misura (descritto nel paragrafo 5.3) prevede l'utilizzo di una camera di accumulo posizionata sul terreno, che permette di rilevare il flusso all'interfaccia suolo-atmosfera. Le misure sono state effettuate negli stessi 54 punti individuati per la mappatura del *soil radon*.

Nell'appendice G sono riportati i valori espressi in grammi per metro quadrato di superficie per giorno (g/m²·d). Sono stati riscontrati flussi di CO₂ bassi, la maggior parte di essi è al di sotto dei 30 g/m²·d, con il valore massimo registrato pari a 55 g/m²·d. Il grafico di probabilità cumulata (figura 43) mostra la distribuzione statistica dei valori, dal più basso rilevato (11.8 g/m²·d, probabilità cumulata 0%) al più alto (55 g/m²·d, probabilità cumulata 100%). Tale grafico consente di visualizzare il completo *data set* rilevato e la presenza al suo interno di una o più famiglie di dati (variazioni nello *slope* della linea di tendenza). Tra i 27 e i 30 g/m²·d è ben visibile una variazione di *slope*; i valori al di sotto di tale soglia possono essere ragionevolmente considerati come *background* imputabile a suolo vegetale.

I dati di appendice G sono stati utilizzati, seguendo i procedimenti descritti nel paragrafo 8.2.2, per la produzione, tramite il *software* "Surfer 8", di una mappa dei flussi superficiali di CO₂ (tavola IX). Essendo tutti i valori piuttosto bassi, l'elaborato cartografico non ha grande significatività in termini di distribuzione spaziale dei flussi. Tuttavia, per confronto, nella tavola IX è stata riportata la mappa del *soil* ^{222}Rn misurato nell'estate 2009. Si nota come in linea generale, maggiori flussi di CO₂ tendano a coincidere con minori valori di *soil* ^{222}Rn (e

viceversa): una permeabilità alta del suolo superficiale favorisce il rilascio dei gas all'interfaccia suolo-atmosfera a discapito del loro accumulo nel suolo. Questa osservazione può perdere però di consistenza in funzione dell'incidenza delle tecniche strumentali e soprattutto considerando l'ordine di grandezza e la limitata ampiezza dell'intervallo dei valori di flusso di CO₂ misurati. È importante invece osservare che la presenza di flussi superficiali di CO₂ molto bassi, in un'area caratterizzata da concentrazioni di radon nel suolo mediamente elevate, induce ad escludere la possibilità che CO₂ di origine più profonda (rispetto agli 80 cm da p.c.) possa fungere da gas *carrier* del radon.

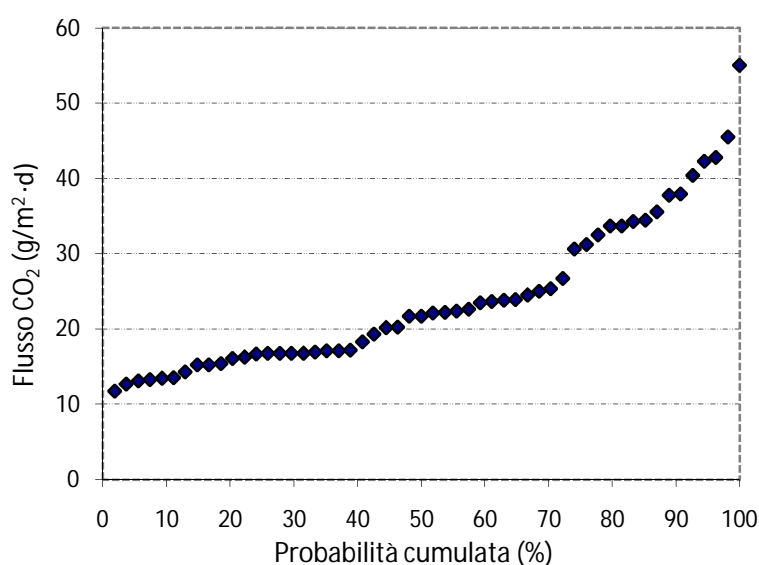


Figura 43. Distribuzione statistica dei flussi superficiali di CO₂: grafico di probabilità cumulata.

8.7 Potenzialità delle mappature di soil radon

I risultati presentati in questo capitolo hanno messo in evidenza l'utilità delle mappature della concentrazione di radon nel suolo. Nel capitolo 10 l'argomento verrà ulteriormente approfondito, illustrando come le mappe di *soil radon* possano essere utilizzate a fini pratici per la valutazione di un fattore di pericolosità.

È evidente come sia di fondamentale importanza l'utilizzo di una strumentazione e di una metodologia di elaborazione del dato che non vadano ad inficiare i risultati ottenuti. A tal

riguardo la problematica principale è risultata essere la sottostima dei valori di *soil radon* al momento della loro acquisizione in campagna. I fenomeni di disturbo che intervengono sono il richiamo di aria atmosferica e la riduzione della velocità del flusso di aria all'interno del sistema di misura, entrambi fortemente dipendenti dalla permeabilità intrinseca del suolo. La campagna del 2010 ha messo in evidenza che il fenomeno di disturbo legato al richiamo di aria atmosferica è stato reso nullo o trascurabile.

Per quanto riguarda il *soil* ^{222}Rn , la riduzione della velocità del flusso di aria all'interno del sistema può causare un aumento del tempo necessario in campagna per l'acquisizione del dato, ma non influenza il risultato finale. La strumentazione utilizzata per le campagne del 2010 permette quindi di acquisire un dato di *soil* ^{222}Rn valido e ripetibile, confermato anche dall'interconfronto con altre tecniche di campionamento e misura (paragrafo 7.6.2).

Diversa la situazione per il *soil* ^{220}Rn , per il quale la riduzione della velocità del flusso di aria all'interno del sistema, dà luogo a una sottostima dei valori, mai trascurabile. Mantenendo il sistema di misura utilizzato nel presente lavoro, per una corretta stima dei valori di *soil* ^{220}Rn , si renderebbe necessaria l'aggiunta di uno strumento di misura della velocità del flusso di aria all'interno del sistema e la conseguente applicazione di un opportuno fattore di correzione.

In conseguenza di quanto esposto e della considerazione che, in riferimento al rischio per la salute umana in ambiente *indoor*, il contributo del ^{220}Rn proveniente dal suolo è praticamente nullo, la valutazione del fattore di pericolosità (capitolo 10) verrà affrontata esclusivamente in termini di ^{222}Rn .

Capitolo 9

Campagne di misura del radon indoor

9.1 Soil radon e radon indoor

La misura della concentrazione di radon nel suolo può fornire un'indicazione del potenziale rilascio del gas all'interfaccia suolo-atmosfera. Considerando anche la permeabilità intrinseca del suolo si può giungere ad una valutazione migliore del fattore di pericolosità, come verrà illustrato nel corso del capitolo 10. La quantificazione del reale rischio al quale la salute umana è esposta, si ottiene dalla misura diretta della concentrazione in ambiente *indoor*.

Contemporaneamente alle misure di *soil radon* sono state effettuate una campagna di misura estiva (giugno – settembre 2009) ed una campagna di misura invernale (dicembre 2009 – marzo 2010) delle concentrazioni di radon *indoor*, in edifici collocati all'interno della valle della Caffarella e nella limitrofa area urbanizzata (dove le litologie superficiali continuano ad essere in prevalenza le stesse che hanno dato origine ai suoli nei quali sono state effettuate le misure di radon in valle della Caffarella).

Analizzando i risultati di queste campagne si è cercato di capire quali fattori determinino l'accumulo del gas in ambiente *indoor*, e di trovare elementi di collegamento e confronto tra concentrazioni di radon rilevate nel suolo e negli edifici.

Per la misura è stato utilizzato un sistema a dosimetro (descritto nel paragrafo seguente), con durata media di 3 ÷ 4 mesi per ciascun rilievo. Le prescrizioni fornite dalla normativa italiana (*D. L.vo 241/2000*) si riferiscono a valori medi annui delle concentrazioni, ma è stato scelto di operare con misure di più breve durata concentrate nei periodi considerati di minima e massima intensità del fenomeno [22], per cercare di valutare con un grado di maggior dettaglio le variazioni stagionali e le dinamiche di ingresso e accumulo del radon. Inoltre una media dei due periodi di misura fornisce con buona approssimazione un'indicazione del valore medio annuo.

9.2 Rilevatore RadonAlpha [23], [24]

Il rilevatore RadonAlpha (figura 4, pagina 16) è un dispositivo passivo di tipo *SSNTD* (*solid state nuclear track detector*) per la misura della radioattività α (paragrafo 2.4.2), fornito di pellicola *Kodak LR115*. La pellicola è costituita da uno speciale rivestimento di nitrato di cellulosa da 12 μm di spessore su una base di poliestere da 100 μm , che interagisce con le particelle α del radon e dei suoi prodotti di decadimento: le molecole del materiale vengono ionizzate, dando luogo ad un danneggiamento fisico della superficie (traccia di decadimento). Il nitrato di cellulosa ha un intervallo di rivelazione delle particelle α compreso tra 1.5 e 4.5 MeV. Poiché le particelle α del radon e dei figli hanno un'energia più alta di tale soglia (5.49 MeV per il ^{222}Rn , 6.00 MeV per il ^{218}Po , etc.), la pellicola viene ricoperta da uno strato di Mylar (polietilene tereftalato) che le rallenta.

Dopo l'esposizione la pellicola viene trattata con un processo chimico che rende maggiormente evidenti le tracce. L'attacco chimico avviene in una soluzione di NaOH al 10% in peso a 65°C per circa 100 minuti: lo spessore residuo del nitrato di cellulosa è solitamente intorno ai 6.5 μm e le tracce di decadimento diventano dei buchi che trapassano la pellicola. Quindi viene fatto il conteggio delle tracce mediante metodologia ottica. La densità delle tracce permette di risalire, tramite un fattore di calibrazione, al valore della concentrazione di radon integrata sul tempo di esposizione. Il coefficiente tracce / concentrazione varia in genere da 1.5 a 2.4 tracce/ cm^2 per $\text{kBq}\cdot\text{h}/\text{m}^3$, in funzione dell'efficienza di rivelazione e dei risultati del trattamento chimico. Per 2000 tracce/ cm^2 si hanno delle condizioni di saturazione intorno al 15%. La risposta di un rivelatore a tracce è indipendente dalle particolari condizioni ambientali e non richiede l'analisi spettrometrica dei prodotti di decadimento del radon.

9.3 Siti di misura

In un'area dell'estensione di circa 6 km^2 , sono stati monitorati 25 ambienti *indoor*. La tavola X mostra uno stralcio della Carta Tecnica Regionale del Lazio (Foglio 374 Roma – Elemento 374113 – scala 1:5000), sulla quale sono stati ubicati i siti di misura. Essi sono distribuiti, in relazione alle misure di *soil radon* effettuate, all'interno della valle della Caffarella e nella

limitrofa area urbanizzata (quartiere di Roma, Appio Latino). La loro distribuzione nello spazio è stata condizionata dalla reperibilità di locali nei quali poter collocare i dosimetri necessari per la misura. Nella tavola XI i punti di misura sono stati riportati su uno stralcio della Carta geologica del Comune di Roma (Funicello & Giordano, 2005). Le litologie interessate sono le stesse incontrate in valle della Caffarella nel corso dell'indagine sul *soil radon*: depositi alluvionali recenti (a2), unità eruttiva di "Villa Senni" (VSEU, suddivisa nei due membri VSN2 e VSN1), unità delle "Pozzolane Rosse" (RED), successione di Sacrofano (SKF).

Nell'appendice I sono riportate, oltre alle coordinate metriche (UTM) dei siti di misura, le principali caratteristiche dei locali in termini di parametri di influenza della concentrazione di radon. I locali sono di diversa tipologia (sala, camera da letto, magazzino, cantina, locale caldaie e la cripta sotterranea di una chiesa), collocati a diversa altezza rispetto al piano stradale (9 interrati o seminterrati, 11 al piano terra, 5 al primo piano), ma non oltre il primo piano in quanto in genere la concentrazione di radon tende a diminuire fortemente all'aumentare della distanza dal suolo (Bochicchio et al., 2005). È stata inoltre fatta distinzione tra locali a diretto contatto con il substrato geologico e non: ad esempio un locale al piano terra può presentare diverse condizioni di ingresso del gas se sia a diretto contatto con il substrato o se sia presente al di sotto di esso un locale interrato. È indicato poi il tipo di substrato geologico di ogni sito. Altri parametri presi in considerazione sono: la presenza di tufo nei materiali da costruzione, le condizioni di ricambio di aria con l'esterno e le abitudini di vita degli occupanti (11 dei locali monitorati non sono abitati).

All'interno di ogni ambiente, i dosimetri sono stati collocati in genere a una distanza da terra compresa tra 150 e 200 cm, lontano da fonti di calore, condizionatori e possibilmente da porte e finestre. Il punto di collocazione dovrebbe essere rappresentativo delle condizioni generali del locale, evitando quindi situazioni particolari di eccessivo ristagno o ricambio di aria. Inoltre è opportuno non posizionare la pellicola a distanza troppo ravvicinata rispetto alle pareti o a qualsiasi materiale che possa potenzialmente rilasciare radon. La figura 44 illustra uno dei locali di misura, con dosimetro visibile all'interno del cerchio rosso.



Figura 44. Misura della concentrazione di radon in ambiente *indoor* con dosimetro RadonAlpha (nel cerchio rosso).

9.4 Risultati delle campagne di monitoraggio

Il dosimetro utilizzato per ogni misura di radon in ambiente *indoor* è rimasto in esposizione per 3 ÷ 4 mesi. Ogni locale è stato monitorato nei periodi di minimo (campagna estiva) e massimo (campagna invernale) valore potenziale [22], per una durata totale di circa 7 mesi: ne consegue che la media delle due campagne di misura può fornire con buona approssimazione un valore medio annuo. Proprio partendo da tale valore medio, possono essere fatte delle prime osservazioni (nell'appendice J sono riportati i valori di concentrazione rilevati nei 25 locali, durante le due campagne di misura, e il loro valore medio). La soglia dei 500 Bq/m³ definita dal *D. L.vo 241/2000* (paragrafo 2.8) è stata superata in 7 casi su 25 (di questi 7 ambienti, 5 appartengono a strutture collocate all'interno del parco). In riferimento ai valori di 200 e 400 Bq/m³ indicati dalla Comunità Europea (*Raccomandazione Euratom n. 143/90*), 9 locali risultano al di sotto dei 200 Bq/m³, 8 tra 200 e 400 Bq/m³, 8 al di sopra dei 400 Bq/m³ (figura 45).

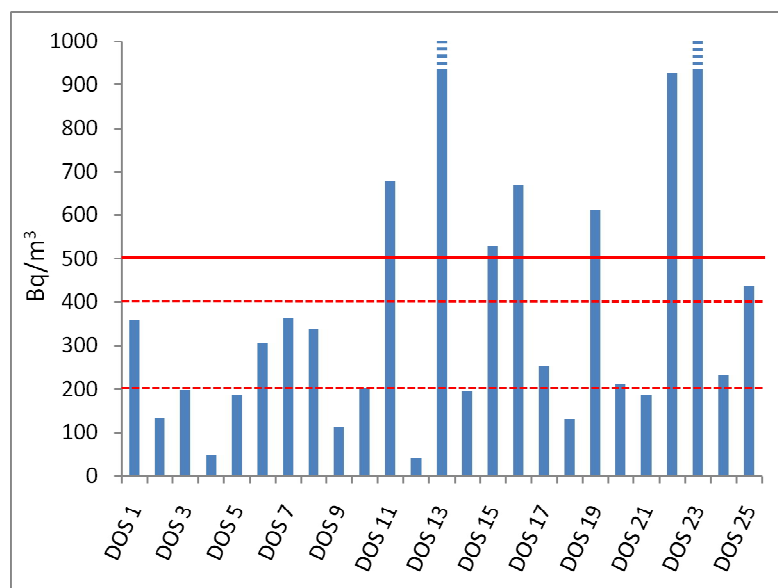


Figura 45. Concentrazioni medie di radon rilevate nei 25 locali di misura; le linee rosse indicano i valori di riferimento della normativa italiana (linea continua) e delle raccomandazioni europee (linee tratteggiate). I valori medi registrati in 2 locali sono al di fuori della scala del grafico.

Il valore medio dei 25 locali è 511 Bq/m^3 , ma incide sensibilmente su questo la presenza di due valori molto elevati (2801 e 2619 Bq/m^3), dovuti a due situazioni particolari che verranno analizzate in seguito. Facendo la media su 23 locali, il valore risulta essere pari a 320 Bq/m^3 .

Questi dati esposti in modo sintetico forniscono un'indicazione generale e possono essere utili, soprattutto in riferimento alla normativa, per individuare le situazioni di maggiore rischio e quelle nelle quali sarebbe opportuno (se non addirittura obbligatorio a norma di legge) un intervento di bonifica. I dati si riferiscono a locali che presentano condizioni piuttosto eterogenee (appendice I). Pertanto, in termini di ricerca scientifica, risulta più interessante un'analisi dei dati in relazione ai parametri di influenza della concentrazione di radon *indoor* e della sua variazione stagionale.

9.5 Parametri di influenza ed interpretazione dei dati

Continuando a considerare il valore medio ottenuto per ciascun locale di misura, si analizzano di seguito gli effetti dei diversi parametri di influenza. Il parametro dal quale è opportuno

partire è la distanza del locale di misura dal piano stradale, o meglio la distanza dal mezzo sorgente del gas radon, cioè il substrato geologico:

- 9 locali interrati o seminterrati hanno fornito un valore medio di 928 Bq/m³;
- 11 locali al piano terra hanno fornito un valore medio di 291 Bq/m³;
- 5 locali al primo piano hanno fornito un valore medio di 244 Bq/m³.

Nei 25 valori medi rilevati sono compresi 2 valori molto più alti rispetto a tutti gli altri (DOS13 con 2801 Bq/m³ e DOS23 con 2619 Bq/m³), dovuti a situazioni particolari. Entrambi sono locali interrati a contatto con substrato geologico, con tufo come materiale da costruzione e ricambio di aria con l'esterno raro. In un caso ci sono elevati input stagionali di radon dovuti alla vicinanza di una cavità sotterranea di notevoli dimensioni. Nell'altro caso il locale è una cripta scavata interamente nel membro delle "Pozzolanelle" (VSN2) dell'unità eruttiva di "Villa Senni" (figura 46).



Figura 46. Monitoraggio della concentrazione di radon nella cripta sotterranea di una chiesa (DOS23).

Escludendo i due casi descritti, ci sono 7 locali interrati o seminterrati con un valore medio di 419 Bq/m³. I dati evidenziano in tutti i casi una generale diminuzione delle concentrazioni con l'aumentare del livello rispetto al piano campagna, come risulta anche dall'indagine di Bochicchio et al. (2005). Essendo il substrato geologico la sorgente del radon, la distinzione dei locali può essere fatta considerando se sono a contatto con il substrato o separati da esso

dalla presenza di un volume libero (un altro locale al piano inferiore, un vespaio, pilastri che rialzano l'edificio, etc.). Tale suddivisione fornisce i seguenti risultati:

- 14 locali a contatto con substrato geologico, con valore medio di 776 Bq/m³;
- 11 locali non a contatto, con valore medio di 174 Bq/m³.

Escludendo i valori dei DOS13 e DOS23, la media dei locali a contatto con il substrato geologico è pari a 453 Bq/m³. I locali interrati o seminterrati sono tutti a contatto con il substrato, quelli al primo piano non lo sono. Per quanto riguarda gli 11 locali al piano terra, il cui valore medio risulta 291 Bq/m³, possono essere così suddivisi:

- 5 locali a contatto con substrato geologico, con valore medio di 501 Bq/m³;
- 6 locali non a contatto, con valore medio di 116 Bq/m³.

Questo evidenzia come il contatto o meno con il substrato sia un parametro che definisce in modo ancora più specifico la concentrazione di radon che tende ad accumularsi nell'ambiente *indoor*.

Altro parametro fondamentale è il tipo di substrato geologico, che ne determina il contenuto in elementi precursori del radon. I litotipi interessati dall'indagine sono: depositi alluvionali recenti (a2), membro delle "Pozzolanelle" dell'unità eruttiva di "Villa Senni" (VSN2), unità delle "Pozzolane Rosse" (RED), successione di Sacrofano (SKF). Escludendo DOS13 e DOS23 e considerando il diverso substrato geologico separatamente per locali a contatto con esso e non, si ottengono i risultati sintetizzati in tabella 35.

Tabella 35. Valori medi di concentrazione di radon *indoor* in funzione del diverso substrato geologico.

Substrato geologico	Valore medio (Bq/m ³)	
	Contatto con substrato	
	sì	no
a2	525	192
VSN2	333	134
RED	435	170
SKF	680	188

Se si considera la suddivisione più generale in depositi alluvionali e prodotti vulcanici, si ottengono i valori medi di concentrazione illustrati nei seguenti punti.

- Contatto con substrato geologico: alluvioni 525 Bq/m³, prodotti vulcanici 439 Bq/m³.
- Non a contatto con substrato: alluvioni 192 Bq/m³, prodotti vulcanici 168 Bq/m³.

L'analisi dell'incidenza del tipo di substrato geologico in questa fase non porta a risultati significativi. Innanzitutto c'è una bassa numerosità campionaria, per cui alcuni dei valori medi di tabella 35 sono rappresentativi di un solo caso o due. C'è poi da considerare che il contenuto in elementi precursori del radon (in particolare ^{226}Ra) è simile per i diversi litotipi analizzati (si veda tabella 18, pagina 90), compresi i depositi alluvionali, i quali hanno una forte componente vulcanica. Inoltre esistono una serie di altri fattori (di seguito analizzati) che possono avere una forte influenza sulla concentrazione in ambiente *indoor* e coprire l'effetto del diverso tipo di substrato geologico.

L'altra importante sorgente del gas radon, oltre al suolo, può essere rappresentata dai materiali da costruzione. Nell'appendice I sono illustrati i locali nei quali è segnalata la presenza di prodotti vulcanici nei materiali da costruzione, in particolare tufo. Continuando ad escludere DOS13 e DOS23 e a distinguere tra locali a contatto con substrato geologico e non, prendendo in considerazione il fattore di influenza dato dal contributo dei materiali da costruzione alla concentrazione di radon *indoor*, si ottengono i risultati sintetizzati in tabella 36.

Tabella 36. Concentrazioni medie di radon *indoor*, suddividendo i locali in base a contatto con substrato geologico e presenza di tufo nei materiali da costruzione.

Caratteristiche del locale	Concentrazione media (Bq/m ³)	Numero di locali
Contatto con substrato Tufo materiale da costruzione	427	5
Contatto con substrato No tufo materiale da costruzione	471	7
No contatto con substrato Tufo materiale da costruzione	243	2
No contatto con substrato No tufo materiale da costruzione	159	9

Premesso che va sempre tenuta in considerazione la bassa numerosità campionaria, e che non è stata ancora analizzata l'importante influenza delle condizioni di ricambio di aria del locale con l'esterno, si può tentare un'interpretazione dei dati di tabella 36. Se si considerano i locali a contatto con il substrato geologico, l'influenza di questo come sorgente di radon sembra prevalere su quella dei materiali da costruzione. Considerando i locali non a contatto con il

substrato, i dati sembrano mostrare un'incidenza del tufo come materiale da costruzione nel determinare un aumento della concentrazione media di radon.

In ultimo risulta di notevole interesse l'analisi dell'influenza delle condizioni di ricambio di aria del locale con l'esterno. Escludendo ancora una volta DOS13 e DOS23 e distinguendo tra locali a contatto con substrato geologico e non, i risultati di tale analisi sono illustrati in tabella 37.

Tabella 37. Concentrazioni medie di radon *indoor*, suddividendo i locali in base a contatto con substrato geologico e condizioni di ricambio di aria con l'esterno (tra parentesi il numero di locali per ogni caso).

Condizioni ricambio aria	Valore medio (Bq/m ³)	
	Contatto con substrato	
	sì	no
raro	519 (5)	212 (1)
normale	459 (5)	191 (8)
frequente	273 (2)	90 (2)

Risulta piuttosto evidente come il ricambio di aria del locale possa essere un fattore molto importante nel determinare la diluizione del gas radon con aria atmosferica, facendo quindi diminuire la concentrazione nell'ambiente *indoor*.

La tabella 37 sintetizza in modo chiaro i risultati più evidenti dell'indagine effettuata sulla concentrazione di radon in ambiente *indoor*: l'influenza del substrato geologico e delle condizioni di ricambio di aria del locale. Risulta tuttavia opportuno evidenziare l'esiguo numero di locali monitorati, quantomeno in termini di analisi statistica.

Il tipo di substrato geologico può essere un fattore importante di controllo. Essendo però la concentrazione in ambiente *indoor* influenzata da una serie di altri fattori, per poter ottenere risultati che evidenzino in modo significativo la variazione del contributo di radon in funzione del tipo di substrato geologico, è necessario effettuare campagne di misura mirate, selezionando un numero sufficientemente elevato di locali con substrato geologico differente e condizioni al contorno analoghe, con conoscenza dettagliata dei parametri costruttivi degli edifici.

Il substrato geologico è importante non solo in termini di concentrazione di radon ed elementi precursori, ma anche per l'eventuale presenza di discontinuità geologico-strutturali che

costituiscono una via preferenziale di risalita del radon. Nella Carta geologica del Comune di Roma (Funciello & Giordano, 2005) non sono segnalati elementi tettonico-strutturali di rilievo nell'area di indagine. L'intera area è interessata da cavità sotterranee, ma non si dispone, al momento della stesura del presente documento, di una cartografia di dettaglio che permetta un'analisi dell'influenza di tale fattore sulle concentrazioni di radon *indoor* rilevate.

9.6 Analisi della variabilità stagionale: meccanismi di ingresso in ambiente indoor

Nell'appendice J, oltre al valore medio fin qui analizzato, sono riportati i valori registrati nel corso delle campagne di monitoraggio, estiva ed invernale, della concentrazione di radon nei 25 locali. L'interpretazione dei dati, in termini di variabilità stagionale, necessita di un'analisi delle condizioni di uso del locale, delle abitudini di vita degli occupanti e del verificarsi di condizioni particolari che possono incidere sensibilmente sui valori registrati.

Partendo proprio da situazioni particolari, si possono analizzare i risultati ottenuti in 2 dei 25 locali: DOS1 e DOS13. Nel primo caso l'ambiente è un locale caldaie, nel quale l'impianto, acceso nel solo periodo invernale, raggiunge temperature piuttosto elevate: si genera un forte "effetto camino" (vedere paragrafo 2.2) e si passa da una concentrazione media di 95 Bq/m³ nel periodo estivo, a 623 Bq/m³ in quello invernale. Nel secondo caso si è registrata una concentrazione media di 191 Bq/m³ nel periodo estivo, e di 5411 Bq/m³ in quello invernale. In prossimità di questo sito è presente una cavità sotterranea di notevoli dimensioni (altezza massima 3 ÷ 4 metri), segnalata nel lavoro di Ventriglia (2002) come catacombe presso i "Cessati Spiriti", identificate con il cosiddetto "Ipogeo Anonimo" scavato nell'unità delle "Pozzolane Rosse". La notevole variazione stagionale di radon *indoor* nel caso di DOS13 è probabilmente da attribuire ad elevati input stagionali del gas, in funzione delle condizioni di pressione e circolazione dell'aria in ambiente caveale.

Analizzando le condizioni di uso del locale e le abitudini di vita degli occupanti è possibile fare importanti osservazioni. I casi in cui la concentrazione di radon tende ad essere costante o la differenza è piccola tra estate ed inverno, sono perlopiù riferibili a locali non abitati o situazioni in cui il ricambio di aria con l'esterno tende ad essere costante durante tutto l'anno (in due casi il dosimetro è stato collocato in un punto poco rappresentativo della circolazione

di aria nel locale). In locali abitati e con normali abitudini di vita (ricambio di aria maggiore in estate), su 7 casi, 3 volte (DOS5, DOS7, DOS10) il valore tende ad essere costante durante tutto l'anno, 4 volte (DOS6, DOS9, DOS15, DOS20) è maggiore durante l'inverno.

Indicando con “valore medio” (V_M) la media aritmetica dei valori di radon *indoor* estivo ed invernale, e con “valore stagionale” (V_S) quello rilevato nel periodo estivo o invernale, si è calcolata la variazione stagionale percentuale (Δ_{ind}), in valore assoluto, rispetto al valore medio, nel seguente modo:

$$\Delta_{ind} = \left| \frac{(V_M - V_S)}{V_M} \cdot 100 \right| \quad (20)$$

I valori di Δ_{ind} calcolati per i 25 locali sono riportati nell'appendice J; i risultati del monitoraggio possono essere sintetizzati come segue:

- 2 locali (DOS1 e DOS13) in cui è stata rilevata una forte variazione stagionale a causa delle condizioni particolari sopra descritte;
- 4 locali (DOS6, DOS9, DOS15, DOS20) abitati con condizioni di maggiore ricambio di aria con l'esterno nel periodo estivo e di conseguenza maggiori valori di radon rilevati nel periodo invernale (variazioni stagionali dal 21 al 65%);
- 15 locali con variazione stagionale inferiore al 15% (per $\Delta_{ind} \leq 8\%$ l'errore associato è maggiore della variazione stagionale);
- 4 locali (DOS16, DOS19, DOS22, DOS23) caratterizzati da forte variazione stagionale (dal 41 al 69%) con maggiori valori di radon rilevati nel periodo estivo, tutti locali non abitati, a contatto con substrato geologico e collocati all'interno dell'area del parco.

L'analisi e l'interpretazione di questi dati può suggerire una serie di considerazioni.

Negli ambienti *indoor* abitati e riscaldati, “l'effetto camino” e il ricambio con aria atmosferica hanno forte influenza sulle dinamiche di ingresso e accumulo del gas.

Sono frequenti i casi in cui la variazione di concentrazione di radon *indoor* tra estate e inverno tende ad essere bassa o trascurabile. Questo evidenzia che spesso i meccanismi di ingresso e accumulo del radon sono indipendenti o quasi da condizioni stagionali.

La permeabilità intrinseca del suolo e la sua variabilità stagionale in funzione del contenuto d'acqua (o formazione di ghiaccio o copertura nevosa) è un parametro molto importante nel determinare la mobilità del gas radon e quindi il suo accumulo in ambiente *indoor*. Al

riguardo possono esistere due fenomeni che agiscono in modo opposto. Da una parte una diminuzione della permeabilità del suolo nel periodo invernale può causare una diminuzione dell'esalazione all'interfaccia con l'atmosfera, facendo sì che il radon si accumuli nel suolo e tenda a fluire all'interno degli edifici nel momento in cui trova vie preferenziali di ingresso. D'altra parte un generale aumento della permeabilità intrinseca del substrato geologico durante il periodo estivo può far supporre che il flusso di radon in ingresso negli edifici sia maggiore in questo periodo. I dati del monitoraggio dei 25 locali, hanno evidenziato che, degli 11 casi in cui la variazione stagionale è rilevante, escludendo da questi i 2 casi particolari e i casi in cui prevalgono "effetto camino" e ricambio di aria con l'esterno, rimangono 4 casi in cui il valore è decisamente più elevato nel periodo estivo. Questo può far supporre che, tra i due fenomeni sopra descritti, quello che generalmente prevale è l'aumento di permeabilità e quindi di flusso di radon attraverso il substrato durante il periodo estivo e che l'altro fenomeno possa invece essere predominante solo in casi di permeabilità del suolo superficiale estremamente ridotta. La termodiffusione proposta da Minkin e Shapovalov (2008) è un altro meccanismo che può spiegare le maggiori concentrazioni di radon *indoor* nel periodo estivo: il movimento del gas radon all'interno di un mezzo poroso non è né viscoso, né diffusivo, ma principalmente un flusso in regime molecolare libero; un gradiente termico induce un trasporto di massa verso l'alto e causa infiltrazione di radon in ambiente *indoor*. I due autori sostengono che la differenza di pressione come meccanismo principale di trasporto del radon è un'ipotesi che non ha sufficienti evidenze scientifiche ed è confutata da numerosi dati sperimentali.

Capitolo 10

Fattore di pericolosità da radon e protocollo di valutazione

10.1 Fattore di pericolosità da radon

Nel corso dei capitoli 7 e 8 sono stati ampiamente illustrati lo studio delle caratteristiche del *soil radon* e le problematiche legate alla sua misura, all'elaborazione e alla restituzione del dato. Il monitoraggio della concentrazione di radon nel suolo può avere diverse applicazioni. Nel presente lavoro l'attenzione viene focalizzata sul radon come elemento di rischio per la salute umana, andando ad analizzare il contributo che il suolo, in quanto sorgente principale, può fornire alla concentrazione di radon in ambiente *indoor*. Pertanto, limitando l'analisi al potenziale rilascio di gas dal suolo, è necessario definire tale analisi in termini di valutazione del fattore di pericolosità da radon. Nel valutare il potenziale rilascio di radon dal suolo e quindi il fattore di pericolosità, risulta fondamentale la determinazione di due parametri: quanto radon è in grado di generare il substrato geologico e in quale misura esso si lascia attraversare dal gas. Quindi una misura contemporanea della concentrazione di radon e della permeabilità intrinseca del suolo può fornire un'indicazione sufficientemente accurata del fattore di pericolosità legato al potenziale rilascio di radon dal suolo. Un approccio di questo tipo è stato proposto da diversi autori (Johner & Surbeck, 2001; Neznal et al., 2004) ed utilizzato in diversi paesi europei.

Per quanto l'approccio descritto possa essere utilizzato per la valutazione del fattore di pericolosità a diverse scale di indagine, in base alle considerazioni già esposte nel paragrafo 8.1, si è deciso di affrontare nel presente lavoro la questione in termini di analisi di dettaglio, ad una scala che può essere quella di cantiere. Lo scopo è quello di fornire un protocollo utile alla valutazione del fattore di pericolosità, che possa essere determinato *in situ* prima dell'inizio dei lavori di cantiere. In tal modo sarà possibile definire la messa in opera di adeguate tecniche costruttive per limitare al massimo il passaggio del gas dal suolo agli edifici di nuova costruzione.

In riferimento al rischio per la salute umana in ambiente *indoor*, il contributo del ^{220}Rn proveniente dal suolo è praticamente nullo: la valutazione del fattore di pericolosità viene quindi affrontata esclusivamente in termini di ^{222}Rn .

10.2 Applicazione del metodo RP

Nei paragrafi 3.8.1 e 3.8.2 sono state illustrate le metodologie di indagine proposte da alcuni autori che utilizzano contemporaneamente la concentrazione di radon e la permeabilità intrinseca del suolo. Neznal et al. (2004) propongono un indice definito *radon potential (RP)* calcolato tramite l'equazione (3). Johner e Surbeck (2001) propongono un *radon availability index (RAI)* calcolato tramite l'equazione (4). Utilizzando i dati di *soil radon* e permeabilità intrinseca acquisiti con le campagne di misura del 2010, effettuate in valle della Caffarella (vedere paragrafo 8.4), sono state utilizzate le metodologie proposte nei due diversi lavori, per quanto possibile in base alle caratteristiche del *data set* a disposizione.

Partendo dal metodo proposto da Neznal et al. (2004), sono state utilizzate le definizioni di *radon index (RI)* e di *radon potential (RP)*. In funzione del valore numerico di *RP* di un determinato sito di costruzione, viene definita la classe di *RI*, che serve ad esprimere il grado di protezione dalle radiazioni di cui un edificio necessita per essere messo in opera su quel sito. La corrispondenza tra i due indici è la seguente:

$RP < 10$	→	<i>RI</i> è basso
$10 \leq RP < 35$	→	<i>RI</i> è medio
$RP \geq 35$	→	<i>RI</i> è alto

Per quanto riguarda la metodologia di indagine ci sono differenze nella densità di campionamento: gli autori suggeriscono una griglia di punti di misura di 10 x 10 m, mentre nel lavoro in valle della Caffarella la griglia utilizzata è di 30 x 30 m. Nell'appendice K sono riportati, oltre ai valori misurati di *soil radon* e permeabilità intrinseca, i valori calcolati di *RP* e la relativa classe di *RI* per ognuno dei punti di misura, relativamente alle campagne invernale ed estiva del 2010 e al loro valore medio. Nel corso delle campagne del 2010 sono

stati indagati due diversi settori in valle della Caffarella, riferiti come sito 1 e sito 2 (figura 41, pagina 137), per un totale di 27 punti di misura. Il sito 1 ha una superficie di 5400 m² coperta da 12 punti di misura, il sito 2 si estende per 7200 m² con 15 punti di misura.

I dati di appendice K mostrano come l'elaborazione dei valori misurati sia in inverno, sia in estate, porti ad ottenere valori di *RP* sempre piuttosto elevati. In particolare per la campagna invernale 25 punti rientrano nella classe di *RI* alto e 2 in quella di *RI* medio, mentre per quanto riguarda la campagna estiva 15 punti hanno *RI* alto, 10 medio e 2 basso. Si evidenzia quindi una differenza nei risultati in funzione della stagione in cui si effettuano le misure. Pertanto un'indicazione generale del fattore di pericolosità, che non sia funzione della variabilità stagionale dei parametri considerati, può essere ottenuta dall'elaborazione dei valori medi di *soil radon* e *k* delle due campagne di misura del 2010. Analizzando i valori di *RP* calcolati in questo modo, si osserva che per 22 punti si ottiene una classe di *RI* alto e per 5 punti un *RI* medio.

Utilizzando i valori medi del 2010 di *soil radon* e di permeabilità intrinseca, è stata costruita, tramite il *software* "Surfer", una mappa di pericolosità da radon espressa come *radon potential* (tavola XII). Tramite essa è quindi possibile visualizzare la distribuzione nello spazio dei valori di *RP*. Risulta evidente come la quasi totalità dell'area possa essere definita da una classe di *RI* alto (*RP* maggiore di 35). Nel definire le classi di *RP* per l'elaborazione cartografica è stata aggiunta, rispetto alle 3 sopra illustrate, un'ulteriore classe per valori superiori a 100, allo scopo di mettere in evidenza che in alcuni punti il valore di *RP* supera di molto la soglia di 35 che definisce la classe più alta del fattore di pericolosità.

Il metodo proposto da Neznal et al. (2004) prevede che per ogni sito di costruzione sia definito, utilizzando i dati di tutti i punti di misura, un unico valore di *RP*, attraverso il metodo del terzo quartile (vedere paragrafo 3.8.1). Considerando i due settori definiti all'interno della valle della Caffarella, sito 1 e sito 2, come due ipotetici siti di costruzione, sono stati calcolati i valori stagionali e il valore medio di *RP* per ognuno di essi (il valore medio è calcolato applicando il metodo del terzo quartile ai valori medi di *soil radon* e permeabilità intrinseca). I risultati sono presentati in tabella 38.

Tabella 38. Valore del *radon potential* calcolato per sito 1 e sito 2, relativamente a periodo invernale, periodo estivo e utilizzando i valori medi di *soil radon* e permeabilità intrinseca.

	Sito 1	Sito2
Inverno 2010	154	88
Estate 2010	66	71
Valore medio 2010	115	82

Tutti i valori di *RP* in tabella sono ben al di sopra di 35, pertanto entrambi i siti vanno classificati con un *RI* alto. Da mettere in evidenza ancora una volta come i valori di *RP* siano differenti in funzione della stagione di misura (variazione particolarmente accentuata nel caso di sito 1), con una diminuzione nel periodo estivo. Gli autori riferiscono che utilizzando l'equazione (3), per un determinato sito, il valore di *RP* rimane all'incirca invariato nel corso dell'anno. Evidentemente tale considerazione è valida per alcune condizioni climatiche e non per altre, ed è comunque funzione del tipo di substrato geologico. Utilizzando l'equazione con i dati rilevati in valle della Caffarella, gli alti valori di *soil radon* registrati nel periodo invernale hanno un peso maggiore rispetto alla diminuzione di permeabilità intrinseca in questo periodo. Una ragionevole valutazione del fattore di pericolosità può essere fatta utilizzando i valori medi di concentrazione di radon e permeabilità del suolo. In alternativa si può decidere di valutare la situazione in termini di massima pericolosità, facendo quindi riferimento ai valori invernali.

10.3 Applicazione del metodo RAI

I dati acquisiti in valle della Caffarella nel corso delle campagne del 2010 sono stati nuovamente utilizzati, per l'applicazione del metodo proposto da Johner e Surbeck (2001), descritto nel paragrafo 3.8.2. Gli autori definiscono un *radon availability index (RAI)*, calcolato tramite l'equazione (4). Nell'ambito del loro studio utilizzano i dati di circa 40 perforazioni in prossimità di abitazioni di cui si è misurata la concentrazione di radon *indoor*, e definiscono un valore soglia del *RAI* pari a 0.2 Bq/m². Tale valore rappresenta la soglia che

divide le abitazioni con concentrazione di radon *indoor* superiore a 200 Bq/m³ ($RAI > 0.2$ Bq/m²), da quelle con concentrazione inferiore a 200 Bq/m³ ($RAI < 0.2$ Bq/m²).

Nell'appendice K sono riportati i valori del *RAI* calcolati con i dati acquisiti in valle dalla Caffarella, relativi alle campagne invernale ed estiva del 2010 e al loro valore medio. La metodologia utilizzata da Johner e Surbeck (2001) è differente in quanto gli autori effettuano, per ogni perforazione, misure di concentrazione di radon e permeabilità intrinseca ogni 0.5 m a partire dalla superficie, e per ogni profilo prendono in considerazione il più alto valore del *RAI* ottenuto. I dati di appendice K mostrano che, su un totale di 27 punti di misura, il valore soglia $RAI = 0.2$ Bq/m² è superato 10 volte per le misure invernali, 6 volte per quelle estive e 13 volte utilizzando *soil radon* e *k* medi per il calcolo dell'indice. Considerando separatamente le due diverse porzioni di territorio (sito 1 e sito 2), è possibile calcolare per ognuna di esse un valore medio del *RAI*, come sintetizzato in tabella 39.

Tabella 39. Valore del *radon availability index* (espresso in Bq/m²) calcolato per sito 1 e sito 2, relativamente a periodo invernale, periodo estivo e utilizzando i valori medi di *soil radon* e permeabilità intrinseca.

	Sito 1	Sito2
Inverno 2010	0.23	0.15
Estate 2010	0.10	0.15
Valore medio 2010	0.18	0.18

Anche questo indice può presentare una variabilità funzione delle condizioni stagionali. I valori in tabella sono quasi tutti al di sotto della soglia di 0.2 Bq/m². L'associazione tra *RAI* e concentrazione di radon *indoor* è fatta dagli autori per perforazioni effettuate in prossimità delle abitazioni. Nel caso del presente lavoro la distanza tra i punti di misura del *soil radon* e le abitazioni monitorate è dell'ordine dei 500 ÷ 1000 metri; il substrato geologico rimane comunque lo stesso e non sono presenti elementi tettonico-strutturali di rilievo nell'area. Facendo un confronto generale, si osserva che il valore medio annuale del *RAI* calcolato è 0.18 Bq/m², che dovrebbe indicare valori di radon *indoor* appena al di sotto dei 200 Bq/m³, mentre la campagna di monitoraggio in ambiente *indoor* (capitolo 9) ha fornito un valore medio annuale, su 23 locali, pari a 320 Bq/m³. La differenza di risultati può essere dovuta al fatto che gli autori effettuano più misure lungo un profilo verticale, considerando poi il *RAI*

più alto ottenuto. Quindi in confronto ad esso, il valore ottenuto da una sola coppia di misure di radon e k a 80 cm di profondità dal p.c., può rappresentare una sottostima. Il problema potrebbe essere in parte ovviato dall'utilizzo di un altro indice, il RAI_2 definito dall'equazione (5), nel quale gli autori includono sia la permeabilità intrinseca misurata alla stessa profondità di rilievo del radon, che quella dello strato più superficiale di suolo. In questo modo verrebbe considerato il parametro permeabilità intrinseca del suolo superficiale, che è quello che può mostrare le maggiori variazioni stagionali in funzione della piovosità, facendo incrementare il valore dell'indice calcolato (per bassa k superficiale). L'applicazione di tale equazione non è possibile con i dati delle campagne di misura del 2010, in quanto la permeabilità intrinseca del suolo superficiale non è stata misurata.

10.4 Valutazione del fattore di pericolosità da radon

L'individuazione di un parametro di valutazione del fattore di pericolosità da radon, la cui validità sia accertata e che possa essere utilizzato per classificare il territorio secondo un criterio univoco, rappresenta necessariamente un passo importante.

Le misure contemporanee di *soil radon* e permeabilità intrinseca del suolo forniscono una soddisfacente indicazione del potenziale rilascio di radon dal suolo.

Partendo dalla profondità di misura della concentrazione di radon, la condizione ideale sarebbe quella di raggiungere la profondità di imposta della fondazione di un ipotetico edificio, il che corrisponderebbe a qualche metro. Un'indagine di questo tipo comporterebbe costi elevati, annullando il vantaggio di un'analisi preliminare rispetto ad una successiva azione di bonifica, in termini di costi-benefici. La profondità di misura di 80 cm dal piano campagna rappresenta una buona indicazione, che può essere integrata dallo studio delle caratteristiche del substrato geologico a maggiore profondità.

Per quanto riguarda l'utilizzo di un parametro numerico che permetta di definire la pericolosità da radon, l'equazione (3) proposta Neznal et al. (2004) rappresenta un valido criterio. I risultati esposti nel paragrafo 10.2 hanno messo in evidenza che esiste una problematica legata all'utilizzo del parametro *radon potential*: i risultati non sono omogenei nei diversi periodi dell'anno. Essendo difficile pensare ad un monitoraggio annuale, al di fuori

del campo della ricerca, è opportuno l'utilizzo di un parametro che non sia eccessivamente influenzato dalle condizioni stagionali, in modo tale che la valutazione possa essere fatta in qualsiasi periodo dell'anno.

Utilizzando l'equazione (3) con i dati rilevati in valle della Caffarella, si è constatato che gli alti valori di *soil radon* registrati nel periodo invernale hanno un peso maggiore rispetto alla diminuzione di permeabilità intrinseca in questo periodo. Questo può essere in parte dovuto al fatto che k viene misurata a 80 cm di profondità da p.c., mentre nel periodo invernale i più bassi valori sono quelli della porzione più superficiale di suolo. Ed è proprio questa condizione di suolo superficiale a maggior contenuto d'acqua e quindi minore permeabilità intrinseca, che limita il rilascio del radon in atmosfera, favorendone l'accumulo all'interno del suolo. L'inserimento della permeabilità intrinseca superficiale nella formula matematica per il calcolo del fattore di pericolosità, può quindi contribuire a limitarne la variabilità stagionale.

Nel periodo compreso tra gennaio e luglio 2010 sono state effettuate in valle della Caffarella misure mensili di *soil radon* a 80 cm da p.c., con contemporaneo rilievo della permeabilità intrinseca nello stesso punto a 30 e a 80 cm di profondità. Utilizzando i dati di queste misure, è stato calcolato per ogni mese il valore di RP tramite l'equazione (3). A partire da tale equazione sono state apportate delle modifiche inserendo il contributo della permeabilità intrinseca più superficiale, definendo in diversi modi il fattore di pericolosità RP , come di seguito illustrato:

$$RP_2 = \frac{C_A - 1}{-\log k_S - 10} \quad (21)$$

$$RP_3 = \frac{C_A - 1}{-\log k_M - 10} \quad (22)$$

$$RP_4 = \frac{2.5 \cdot (C_A - 1)}{-\log(k \cdot k_S) - 20} \quad (23)$$

in cui:

C_A : concentrazione di attività del radon (kBq/m^3) nel suolo, alla profondità di 0.8 m

k : permeabilità intrinseca (m^2) misurata alla profondità di 0.8 m

k_S : permeabilità intrinseca (m^2) misurata alla profondità di 0.3 m

k_M : valore medio di permeabilità intrinseca (m^2) misurata a 0.3 e 0.8 m da p.c.

Quindi sono stati calcolati i valori di RP_2 , RP_3 , RP_4 per ogni rilievo mensile effettuato. Nella tabella 40 sono riportati i valori relativi alle misure effettuate e al parametro calcolato nei diversi modi.

Tabella 40. Misure di *soil radon* e permeabilità intrinseca del suolo e fattore di pericolosità calcolato utilizzando le diverse equazioni.

	^{222}Rn (kBq/m ³)	k (m ²)	k _S (m ²)	k _M (m ²)	RP	RP ₂	RP ₃	RP ₄
Gennaio 2010	115	2.0E-11	2.6E-12	1.1E-11	161	72	119	124
Febbraio 2010	181	2.2E-11	3.0E-13	1.1E-11	278	71	191	142
Marzo 2010	166	6.6E-12	2.6E-13	3.4E-12	140	64	112	109
Aprile 2010	102	8.2E-12	4.3E-12	6.2E-12	93	74	84	103
Maggio 2010	152	1.9E-11	4.3E-12	1.1E-11	206	110	160	179
Giugno 2010	108	1.2E-13	3.5E-12	1.8E-12	37	74	61	61
Luglio 2010	48	1.1E-11	1.5E-11	1.3E-11	50	57	53	66
Valore medio					138	75	112	112

L'andamento nel tempo, relativamente al periodo durante il quale sono state effettuate le misure, dei valori del fattore di pericolosità calcolato nei diversi modi (RP , RP_2 , RP_3 , RP_4) è illustrato in figura 47.

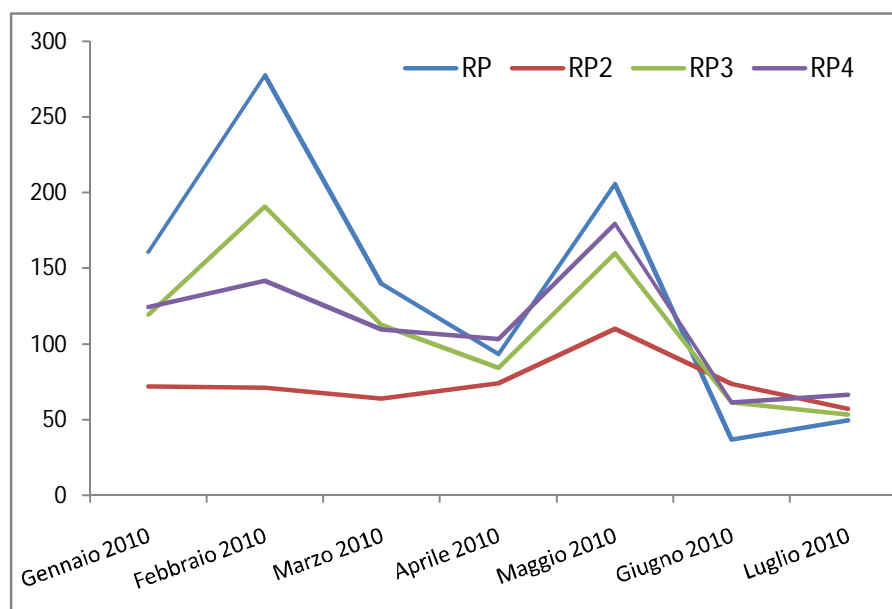


Figura 47. Variazione stagionale del fattore di pericolosità calcolato utilizzando le equazioni (3), (21), (22), (23).

Il grafico mostra come l'utilizzo della permeabilità intrinseca superficiale nella formula (RP_2 , RP_3 , RP_4) contribuisca a ridurre in ogni caso le variazioni stagionali, rispetto al fattore di pericolosità calcolato come RP . Il parametro RP_2 è quello che mostra le minori oscillazioni (viene considerata esclusivamente la permeabilità intrinseca superficiale), ma tende in generale a fornire valori più bassi, con possibile sottostima della pericolosità. I parametri RP_3 e RP_4 prendono in considerazione la permeabilità intrinseca ad entrambe le profondità e mostrano una minore oscillazione stagionale rispetto a RP . Osservando il valore medio dei diversi parametri, relativamente all'intero periodo di misura, riportato in tabella 40, si può ipotizzare che l'uso di entrambi i valori di permeabilità in RP_3 e RP_4 , permetta di ottenere una valutazione del fattore di pericolosità non affetta da eccessiva sottostima o sovrastima.

Una possibilità alternativa per superare il problema delle variazioni stagionali del parametro che definisce il fattore di pericolosità, potrebbe essere l'applicazione di un fattore di correzione, variabile in relazione al mese di misura. Tale fattore di correzione potrebbe essere applicato alla concentrazione di radon, alla permeabilità intrinseca del suolo o direttamente al parametro che definisce la pericolosità. In tutti i casi, una tale soluzione è di difficile attuazione a causa della forte dipendenza dei parametri considerati dalla piovosità, la cui distribuzione nel tempo (nei diversi mesi dell'anno) può essere molto variabile di anno in anno.

10.5 Protocollo di valutazione

Quanto esposto fino ad ora ha illustrato l'importanza dell'approccio geologico alla valutazione del rischio per la salute umana derivante dall'accumulo del gas radon in ambiente *indoor*. Affinché in un determinato contesto, quale quello del nostro paese, la mitigazione del rischio radon derivante da una valutazione in fase preliminare del fattore di pericolosità attribuibile ad una certa porzione di territorio, possa iniziare ad essere concretamente avviata, è necessaria come prima cosa una presa di coscienza degli organi di competenza. Altro elemento fondamentale è l'esistenza di un protocollo che definisca i criteri di valutazione del fattore di pericolosità, in modo tale che ci sia uniformità sull'intero territorio nazionale.

Di seguito viene presentata in modo sintetico la proposta di un protocollo per la valutazione del fattore di pericolosità alla scala di cantiere. Tale protocollo ha lo scopo di fornire, per ogni sito di costruzione, un singolo valore del parametro che definisce il fattore di pericolosità, denominato “potenziale radon” (PR). Il parametro serve poi a stabilire, tramite la corrispondenza con una classe di “indice radon” (IR), il grado di protezione di cui l’edificio necessita per essere messo in opera su quel sito, in termini di adeguate tecniche costruttive per limitare al massimo il passaggio del gas dal suolo agli ambienti *indoor*.

Nel protocollo di valutazione vengono date indicazioni sulla misura del *soil radon* e della permeabilità intrinseca del suolo, sul criterio di elaborazione dei dati per il calcolo di PR, sulla corrispondenza con IR per la classificazione del sito, in base alla quale vengono suggerite le misure di protezione dell’edificio e gli accorgimenti sulle caratteristiche di permeabilità del terreno nell’area circostante (altre opere di urbanizzazione).

Misura del soil radon (Rn_S)

- Unità di misura: kBq/m³
- Profondità di misura dal piano campagna: 0.8 m
- Densità di misura: maglia 25 x 25 m nell’area corrispondente all’impronta del fabbricato (nella restante area del sito di costruzione è sufficiente una densità di 4 punti per ettaro)
- Campionamento del gas: aspirazione tramite siringa connessa alla sommità della sonda, oppure connessione a strumento di misura dotato di pompa aspirante (fondamentale in questa fase assicurare la completa sigillatura dei collegamenti per evitare qualsiasi dispersione di gas o infiltrazione di aria esterna)
- Sonda: asta cava di diametro interno 5 ÷ 15 mm, con punta fissa e parte terminale forata, o punta a perdere, in entrambi i casi di diametro pari al diametro esterno dell’asta
- Metodo di misura: spettrometria α , camere a ionizzazione, camere a scintillazione, etc. (validazione tramite interconfronto in un sito di riferimento)

Misura del soil radon tramite strumento fornito di rivelatore allo stato solido (spettrometria α) e pompa aspirante

- Cicli di misura della durata di 5 minuti
- Utilizzo del valore medio di ^{222}Rn dei primi due cicli di misura, a partire dal quarto, i cui valori presentano una deviazione standard inferiore al 10% rispetto al valore più alto
- Valutazione del valore ottenuto in relazione alla velocità di flusso dell'aria all'interno del sistema di misura (portata della pompa aspirante)

Misura della permeabilità intrinseca del suolo (k)

- Unità di misura: m^2
- Misura negli stessi punti di rilievo del *soil radon*
- Profondità di misura dal piano campagna: 0.3 e 0.8 m (lungo lo stesso profilo verticale)
- Utilizzo del valore medio della misura alle due profondità (k_M)
- Metodo di misura: tramite la misura del tempo necessario per l'aspirazione di un volume noto di aria dai pori del suolo, sotto l'azione di una differenza di pressione nota

Calcolo del potenziale radon (PR) di un sito di costruzione

- Se la distribuzione spaziale dei valori di *soil radon* misurati è omogenea, si determina un unico valore di PR, secondo il seguente procedimento:
 - a) Elaborazione di un unico valore di Rn_S e un unico valore di k_M , a partire dal *data set* di misure effettuate, utilizzando il metodo del terzo quartile (75% del *data set*)
 - b) Calcolo del fattore di pericolosità tramite l'equazione:

$$PR = \frac{Rn_S - 1}{-\log k_M - 10} \quad (24)$$

- Se la distribuzione spaziale dei valori di *soil radon* non è omogenea, vanno individuate sub-aree a distribuzione omogenea, per ognuna delle quali si calcola il valore di PR secondo quanto descritto ai punti a) e b); all'intero sito è infine attribuito il valore di PR più alto di tutte le sub-aree

Classificazione del sito in base all'indice radon (IR)

Utilizzo della seguente suddivisione in 3 classi, in base al valore numerico di PR:

PR < 10	→	IR basso
$10 \leq \text{PR} < 35$	→	IR medio
PR ≥ 35	→	IR alto

Misure di protezione dell'edificio (Jiránek, 2010)

IR basso	→	non necessarie
IR medio	→	membrana impermeabile al radon applicata per l'intera superficie dell'edificio in contatto con il suolo
IR alto	→	membrana impermeabile al radon in combinazione con altre misure di protezione, come la depressurizzazione del suolo sotto la superficie dell'edificio (tramite realizzazione di un pozzetto), o la ventilazione (naturale o forzata) del vespaio

Altre opere di urbanizzazione

IR basso	→	non è necessario nessun accorgimento particolare
IR medio	→	evitare l'impermeabilizzazione del terreno nelle aree circostanti l'edificio, preferendo coperture di tipo permeabile
IR alto	→	garantire la presenza di un'area priva di qualsiasi copertura ("fascia di rispetto permeabile") nell'immediato intorno dell'edificio

Nel caso di IR alto è consigliabile, una volta realizzato l'edificio, il controllo dell'intervento di protezione, effettuando un monitoraggio annuale della concentrazione di radon nei locali.

La permeabilità intrinseca del suolo deve essere definita con misura diretta *in situ*. Nel caso ciò non sia possibile, la classificazione del sito in base a IR può essere fatta tramite stima della permeabilità e utilizzo della tabella 41.

La stima della permeabilità intrinseca può essere ottenuta:

a) nel caso di suolo o roccia incoerente, tramite curva granulometrica, ad esempio considerando la percentuale in peso di frazione fine, f (<0.063 mm), secondo la seguente corrispondenza (Barnet et al., 2008):

- $f < 15\%$ → permeabilità alta
- $15\% < f < 65\%$ → permeabilità media
- $f > 65\%$ → permeabilità bassa

b) nel caso di substrato costituito da roccia coerente, tramite fonti bibliografiche che riportano gli intervalli di variazione della permeabilità dei principali complessi rocciosi, in funzione delle caratteristiche litologiche e granulometriche e dello stato di fratturazione e/o carsificazione.

Tabella 41. Valutazione dell'indice radon (IR) con permeabilità intrinseca stimata (Neznal et al., 2004).

IR	Rn_S (kBq/m ³)		
	basso	$Rn_S < 30$	$Rn_S < 20$
medio	$30 \leq Rn_S < 100$	$20 \leq Rn_S < 70$	$10 \leq Rn_S < 30$
alto	$Rn_S \geq 100$	$Rn_S \geq 70$	$Rn_S \geq 30$
	bassa	media	alta
	permeabilità intrinseca		

Capitolo 11

Obiettivi raggiunti e sviluppi futuri

11.1 Considerazioni conclusive

I tre anni di ricerca hanno permesso di acquisire le conoscenze necessarie alla comprensione del “fenomeno radon”, in particolare delle dinamiche riguardanti il *soil radon*. La concentrazione di radon nel suolo si è dimostrato il parametro più facilmente misurabile rispetto al flusso all’interfaccia suolo-atmosfera, necessitando quest’ultimo di misure in continuo di lunga durata (da alcune ore ad alcuni giorni) per essere valutato in modo corretto. Il suolo costituisce generalmente la sorgente principale del radon *indoor*: quindi se la misura delle concentrazioni *indoor* fornisce un’indicazione diretta del rischio radon, la stima del contributo fornito dal suolo dà un’indicazione del fattore di pericolosità. L’aspetto per cui il fattore di pericolosità diventa molto importante, è che la sua valutazione è essenziale per intervenire preventivamente ed ottenere abitazioni di nuova costruzione a bassa concentrazione di radon.

Parte fondamentale del lavoro di ricerca è stato lo studio delle caratteristiche del *soil radon* e dei fattori di influenza che ne determinano la variabilità nello spazio e nel tempo. L’indagine è stata effettuata con un monitoraggio di lunga durata, con un elevato numero di misure, con mappature del parametro. Tuttavia ha riguardato un’area circoscritta, la valle della Caffarella, e un settore nel quale il principale meccanismo di trasporto del gas è la diffusione (trasporto legato al gradiente di concentrazione): il radon rilevato ha origine in un limitato intorno del punto di misura (dell’ordine di qualche decina di centimetri). A conferma di questo sono stati registrati flussi superficiali di CO₂ molto bassi. In un contesto simile, i principali parametri che determinano il valore misurato di concentrazione di radon nel suolo sono:

- tipo di substrato geologico;
- profondità di misura;
- permeabilità intrinseca del suolo;
- condizioni del suolo superficiale;

- tecniche di campionamento.

Il *soil* ^{222}Rn ha messo in evidenza un caratteristico andamento stagionale, con valori massimi registrati nel periodo invernale in conseguenza della maggiore piovosità, e valori minimi nei mesi di luglio e agosto.

In contesti geodinamici differenti, il *soil radon* può avere un contributo predominante di origine profonda, le cui dinamiche di trasporto sono legate a flussi di tipo avvertivo (trasporto legato al gradiente di pressione). Tale situazione può essere riscontrata in aree vulcaniche, in aree geotermali e comunque in presenza di discontinuità geologico-strutturali o di cavità. In questi casi la CO_2 può divenire un elemento importante, fungendo da gas *carrier* del radon; rilevante può risultare anche la presenza ed il livello della falda, costituendo un possibile *input* o *output* di radon in funzione della temperatura dell'acqua e del coefficiente di solubilità del gas (0.25 a 20°C).

Quanto esposto è confermato dallo studio di Richon et al. (2011), nel quale sono presentati dati di *soil radon* acquisiti in un'area geotermale del Nepal centrale, sia in condizioni di trasporto per diffusione, sia di flusso avvertivo prevalente. Nel caso di trasporto per diffusione è stato riscontrato un andamento stagionale funzione delle condizioni meteorologiche (incremento dei valori di *soil radon*, di un fattore $1.5 \div 2$, nel periodo monsonico), mentre in condizioni di flusso avvertivo, le variazioni durante l'anno sono minime, per il prevalere delle dinamiche di trasporto e accumulo dovute ad una sorgente profonda ad alta pressione.

Nel lavoro svolto in valle della Caffarella sono state monitorate contemporaneamente le concentrazioni dei due più importanti isotopi del radon. Lo studio ha messo in evidenza le maggiori difficoltà per una determinazione corretta del ^{220}Rn , notevolmente influenzato dalle tecniche di misura. D'altra parte questo isotopo difficilmente può fornire un contributo rilevante alla concentrazione di radon *indoor*, e quando la sua presenza non è trascurabile, è legata ai materiali da costruzione: a causa del suo rapido decadimento, il thoron percorre distanze molto brevi rispetto al punto di origine, prima di decadere in polonio. È altresì vero che il ^{220}Rn può dare indicazioni più puntuali rispetto al ^{222}Rn e il confronto relativo tra i due isotopi può fornire informazioni, oltre che sul contenuto in elementi precursori, sull'eventuale origine profonda del gas.

La conoscenza del potenziale rilascio di radon dal suolo può avere diverso utilizzo in funzione della scala di indagine. Su vaste aree può fornire un utile strumento in fase di pianificazione territoriale e può condurre ad una zonizzazione del territorio. Questo approccio può risultare

particolarmente utile nell'individuazione di aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon *indoor* (*radon-prone areas*), ma rimane un'indicazione di carattere generale. Operando ad una scala di maggiore dettaglio (scala di cantiere) è possibile definire il potenziale rilascio di radon dal suolo con una maggiore densità di campionamento, effettuando misure congiunte di *soil radon* e permeabilità intrinseca del suolo. Utilizzando questi due parametri è stato definito un indice numerico che esprime il fattore di pericolosità da radon, denominato "potenziale radon" (PR). Il valore di PR, in base alla corrispondenza con un "indice radon" (IR), permette di classificare una porzione di territorio e definire le misure di protezione da adottare per limitare al massimo il passaggio del gas dal suolo agli edifici di nuova costruzione. Nel capitolo 10 è descritto il protocollo di valutazione del fattore di pericolosità dovuto al rilascio di radon dal suolo. La realizzazione di mappe di *soil radon* e di pericolosità da radon può essere un ulteriore strumento di indagine, efficace per definire la distribuzione nello spazio dei parametri.

Il protocollo prevede la possibilità di utilizzo di diverse metodologie di misura dei parametri di interesse. Per questo motivo risulta utile ed opportuna la validazione del metodo tramite interconfronto in *test-site*. La valle della Caffarella costituisce da alcuni anni un importante sito di riferimento per lo studio del fenomeno ed è stato teatro di giornate di interconfronto. Civitavecchia (Terme della Ficoncella) e Marino (Cava dei Selci) sono due altri importanti siti di interesse nel territorio provinciale di Roma, nei quali opera il gruppo di lavoro che ha sostenuto il presente studio. Eventi di interconfronto sono periodicamente organizzati in Repubblica Ceca [25] e altri paesi europei, con partecipazione di università, enti di ricerca e privati.

Le due campagne di misura del radon *indoor* hanno fornito delle importanti indicazioni sui meccanismi di ingresso e di accumulo del gas, evidenziando come la distanza dalla principale sorgente di radon, il substrato geologico, sia di fondamentale importanza. È emerso in modo chiaro la notevole incidenza delle condizioni di uso del locale di misura, in particolare la frequenza del ricambio di aria con l'esterno: la valutazione di questo elemento va tenuta in considerazione nelle indagini che vengono effettuate dagli organi di competenza.

11.2 Futuro della ricerca

Lo studio del *soil radon* effettuato in valle della Caffarella è relativo allo specifico contesto geologico, con un meccanismo di trasporto del gas nel suolo di tipo diffusivo. Il monitoraggio del *soil radon* e della permeabilità intrinseca del suolo necessita di essere svolto in altre aree, con diverse caratteristiche geologico-strutturali e in situazioni in cui il contributo del trasporto dovuto a flussi avvertivi non sia trascurabile. Lo studio delle variazioni temporali del parametro *soil radon*, in funzione delle dinamiche di trasporto, può risultare di interesse, oltre che per la problematica del rischio radon per la salute, anche per l'utilizzo del gas come precursore sismico, come messo in evidenza nel lavoro di Richon et al. (2011). Un interessante sviluppo dello studio del radon come segnale sismico riguarda analisi di laboratorio su campioni di materiali geologici, con misura delle emissioni di radon in relazione alla temperatura (Tuccimei et al., 2011) e alla deformazione (Tuccimei et al., 2010) del mezzo sorgente.

L'acquisizione di un *data set* più ampio può risultare fondamentale al fine di definire criteri di normalizzazione del dato di *soil radon* in funzione dei diversi parametri di influenza, in particolare nei casi in cui la concentrazione di radon misurata nel suolo sia dipendente dalle condizioni meteorologiche stagionali.

L'indagine sulle concentrazioni di radon in ambiente *indoor* ha messo in evidenza aspetti interessanti sui meccanismi di ingresso e di accumulo del gas. Al fine di ottenere dati utilizzabili per valutare la correlazione tra tipo di substrato geologico e livello di concentrazione *indoor*, è necessario effettuare campagne di misura mirate, selezionando un numero sufficientemente elevato di locali con substrato geologico differente e condizioni al contorno analoghe, con conoscenza dettagliata dei parametri costruttivi degli edifici.

La misura associata di *soil radon* e permeabilità intrinseca del suolo è un valido strumento per la valutazione del fattore di pericolosità da radon legato al rilascio del gas dal suolo. Un monitoraggio di lunga durata (alcuni anni) dei due parametri, con permeabilità intrinseca rilevata sia alla profondità di misura del radon sia nella porzione più superficiale di suolo, può risultare utile ad una migliore definizione dell'indice di valutazione del fattore di pericolosità (ISR), ovviando al problema della sua variabilità stagionale.

L'area della valle della Caffarella e del vicino quartiere Appio Latino è caratterizzata dalla presenza diffusa di cavità sotterranee. Nel settore indagato in termini di *soil radon*, la

condizione di trasporto del gas per diffusione rende nulla o trascurabile l'influenza di tale elemento. Indagini di *soil radon* in altri settori e ulteriori misure di radon *indoor* nell'area, associate ad una mappatura di dettaglio delle cavità sotterranee, potrebbero risultare di notevole interesse nel mettere in luce altre dinamiche di trasporto e accumulo del gas.

Al di fuori del campo di ricerca, un importante sviluppo per il futuro è rappresentato dalla possibilità di una "svolta geologica" all'approccio finora portato avanti in ambito nazionale dalle autorità competenti in materia di rischio radon *indoor*: l'analisi del territorio è essenziale per un intervento di tipo preventivo. Un notevole passo in avanti sarebbe rappresentato dall'introduzione di norme che impongano la classificazione del territorio sulla base del potenziale rilascio di radon dal suolo (normative di pianificazione e collocazione degli insediamenti abitativi), e l'adeguamento del Regolamento Edilizio (norme in materia di disciplina dello sviluppo tecnico dell'abitato ed opere associate) al fine di adottare, laddove sia necessario, adeguate tecniche costruttive per limitare al massimo il passaggio del gas dal suolo agli edifici di nuova costruzione. La definizione di un protocollo di valutazione del fattore di pericolosità e del potenziale rischio radon, costituisce in tal senso un presupposto fondamentale.

Bibliografia

Åkerblom G. (2008)

The first radon risk maps [26]

International Geological Congress Oslo, 12-14 August 2008

Al-Shereideh S.A., Bataina B.A., Ershaidat N.M. (2006)

Seasonal variations and depth dependence of soil radon concentration levels in different geological formations in Deir Abu-Said District, Irbid - Jordan

Radiation Measurements, vol. 41, pp. 703-707

Barnet I., Pacherová P., Neznal M., Neznal M. (2008)

Radon in geological environment – Czech experience

Czech Geological Survey Special Papers, No. 19, Prague, 2008, pp. 19-25

Bochicchio F., Campos-Venuti G., Piermattei S., Nuccetelli C., Risica S., Tommasino L., Torri G., Magnoni M., Agnesod G., Sgorbati G., Bonomi M., Minach L., Trotti F., Malisan M.R., Maggiolo S., Gaidolfi L., Giannardi C., Rongoni A., Lombardi M., Cherubini G., D'Ostilio S., Cristofaro C., Pugliese M., Martucci V., Crispino A., Cuzzocrea P., Sansone Santamaria A., Cappai M. (2005)

Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian Regions

Radiation Measurements, vol. 40, pp. 686-694

Bourdon B., Turner S., Henderson G.M., Lundstrom C.C. (2003)

Introduction to U-series geochemistry. In: *Uranium-series geochemistry*

Reviews in Mineralogy and Geochemistry, vol. 52 (1), pp. 1-21

Capelli G., Mazza R. (2005)

Carta idrogeologica – Uso compatibile della risorsa idrica degli acquiferi vulcanici del Lazio

In: *Strumenti e strategie per la tutela e l'uso compatibile della risorsa idrica nel Lazio – Gli acquiferi vulcanici* (a cura di Capelli G., Mazza R., Gazzetti C.)

Pitagora Editrice Bologna, 2005

Carapezza M.L., Barberi F., Lucchetti C., Ranaldi M., Ricci T., Tarchini L., Tuccimei P. (2010)

Recent increase of risk from endogenous gas emission in the urbanized areas of Colli Albani volcanic complex (Rome, Italy)

Cities on Volcanoes 6th - Tenerife, Spagna, giugno 2010

Castelluccio M., Moroni M., Tuccimei P., Neznal M., Neznal M. (2010)

Soil gas radon concentration and permeability at “valle della Caffarella” test site (Roma, Italy).

Evaluation of gas sampling techniques and radon measurements using different approaches

Proceedings of 10th International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping

Edited by Barnet I., Neznal M., Pacherová P. - Czech Geological Survey, Prague, 2010, pp. 61-71

Civita M. (2005)

Idrogeologia applicata e ambientale

Casa Editrice Ambrosiana, Milano, 2005, pp. 27-38

Conferenza dei Presidenti delle Regioni e delle Province Autonome (2003)
Linee guida per le misure di concentrazione di radon in aria nei luoghi di lavoro sotterranei
 Roma 6 febbraio 2003

CTR – Carta Tecnica Regionale Lazio
Foglio 374 Roma – Elemento 374113 (scala 1:5000)

Darby S., Hill D., Auvinen A., Barros-Dios J.M., Baysson H., Bochicchio F., Deo H., Falk R., Forastiere F., Hakama M., Heid I., Kreienbrock L., Kreuzer M., Lagarde F., Mäkeläinen I., Muirhead C., Oberaigner W., Pershagen G., Ruano-Ravina A., Ruosteenoja E., Schaffrath Rosario A., Tirmarche M., Tomásek L., Whitley E., Wichmann H.E., Doll R. (2005)
Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies
 British Medical Journal, vol. 330, pp. 223-227

Decreto Legislativo n. 230 del 17 marzo 1995
Attuazione delle direttive Euratom 80/836, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti
 Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 136 del 13 giugno 1995 – Serie generale

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
 Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 203 del 31 agosto 2000 – Serie generale, pp. 1-235

Decreto Legislativo n. 257 del 9 maggio 2001
Disposizioni integrative e correttive del Decreto Legislativo n. 241 del 26 maggio 2000
 Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 153 del 4 luglio 2001 – Serie generale, pp. 9-25

De Martino S., Sabbarese C., Monetti G. (1998)
Radon emanation and exhalation rates from soils measured with an electrostatic collector
 Applied Radiation and Isotopes, vol. 49, pp. 407-413

De Rita D., Funicello R., Rosa C. (1988)
Caratteristiche deposizionali della II c.p. del Tuscolano-Artemisio (complesso vulcanico dei Colli Albani)
 Bollettino del Gruppo Nazionale per la Vulcanologia, pp. 278-298

De Rita D., Giordano G., Esposito A., Fabbri M., Rodani S. (2002)
Large volume, middle Pleistocene, phreatomagmatic ignimbrites from the Colli Albani volcano: stratigraphy, eruptive history and structural control
 Journal of Volcanology and Geothermal Research, vol. 118, pp. 77-98

Determina n.81/08 del 26/04/08 del Comune di Marino (Roma)
Atto di Pianificazione territoriale sull'emissione dei gas dal suolo, prescrizioni di cui al parere geologico, ex art. 13 della variante generale del P.R.G.
Città di Marino, Provincia di Roma – Determinazione Dirigenziale – Area V – 17 aprile 2008

Dick W. (1974)
Gases and their relevance to mineral exploration
Geological Survey Canadian, 741B, pp. 57-59

Direttiva 96/29/Euratom del Consiglio del 13 maggio 1996
Protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti
Gazzetta Ufficiale della Comunità Europea L 159 del 26 giugno 1996

Dubois G. (2005)
An overview of radon surveys in Europe
Radioactivity Environmental Monitoring - Emissions and Health Unit - Institute for Environment and Sustainability – Joint Research Center - European Commission - EUR 21892 EN

Dubois G., Bossew P., Tollefsen T., De Cort M. (2008)
First steps towards a european atlas of natural radiation including harmonized radon maps of the European Union
European Commission - DG Joint Research Center, Italy
International Geological Congress Oslo, 12-14 August 2008

Fornaseri M., Scherillo A., Ventriglia U. (1963)
La regione vulcanica dei Colli Albani. Vulcano Laziale
CNR – Roma, pp. 560

Friedlander G., Kennedy J.W., Macias E.S., Miller J.M. (1981)
Nuclear and radiochemistry – 3rd edition
John Wiley and Sons, Inc., New York, 1981 - pp. 5-7, 243-265

Funiciello R., Parotto M. (1978)
Il substrato sedimentario nell'area dei Colli Albani: considerazioni geodinamiche e paleogeografiche sul margine tirrenico dell'Appennino Centrale
Geologica Romana, vol. 17, pp. 233-287

Funiciello R., Giordano G. (2005)
Carta geologica del Comune di Roma – Volume 1 – scala 1:10.000
Comune di Roma – Ufficio di Protezione Civile
Università degli Studi Roma Tre – Dipartimento di Scienze Geologiche
APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e Servizi Tecnici)
[http://www.protezionecivilecomuneroma.it/CartaRoma \(D\)/index.html](http://www.protezionecivilecomuneroma.it/CartaRoma (D)/index.html)

- Gascoyne M. (1992)
Geochemistry of the actinides and their daughters
 In: *Uranium-series disequilibrium: application to earth, marine and environmental sciences* -
 Ivanovich M., Harmon R. S.
 Oxford Sciences Publication, Oxford, 1992 - pp. 34-61
- Giordano G., the CARG team (2010)
Stratigraphy, volcano tectonics and evolution of the Colli Albani volcanic field. In: *The Colli Albano volcano* (Funciello R., Giordano G.)
 Special publication of the International Association of Volcanology and Chemistry of the Earth's
 Interior, No. 3 - Geological Society, London, 2010, pp. 43-97
- Grenthe I., Fuger J., Konings R.J.M., Lemire R.J., Muller A.B., Nguyen-Trung C., Wanner H. (1992)
Chemical thermodynamicism of uranium
 Nuclear, North-Holland; 1992
- Gunby J.A., Darby S.C., Miles J.C.H., Green B.M.R., Cox D.R. (1993)
Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom
 Health Physics, vol. 64 (1), pp. 2-12
- Harley J.H. (1975)
 "Environmental radon" in "The noble gases"
 Moghissi A.A. and Stanley R.E. Eds.
 U. S. Government Printing Office Washington, D. C.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection) Publication 60 (1990)
Recommendations of the International Commission on Radiological Protection - Users' edition
 Pergamon Press, Oxford, 1990
- ICRP (International Commission on Radiological Protection) Publication 65 (1994)
Protection against radon-222 at home and at work
 Pergamon Press, Oxford, 1994
- Iskandar D., Yamazawa H., Iida T. (2004)
Quantification of the dependency of radon emanation power on soil temperature
 Applied Radiation and Isotopes, vol. 60, pp. 971-973
- Jiránek M. (2010)
Radon protective and remedial measures in the Czech Republic
 Proceedings of 10th International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping
 Edited by Barnet I., Neznal M., Pacherová P. - Czech Geological Survey, Prague, 2010, pp. 142-147
- Johner H.U., Surbeck H. (2001)
Soil gas measurements below foundation depth improve indoor radon prediction
 The Science of the Total Environment, vol. 272, pp. 337-341

- Jönsson (2001)
Soil radon depth dependence
Radiation Measurements, vol. 34, pp. 415-418
- Jostes R.F. (1996)
Genetic, cytogenetic, and carcinogenic effects of radon: a review
Mutation Research, vol. 340, pp. 125-139
- Knoll G.F. (1989)
Radiation detection and measurement – 2nd edition
John Wiley and Sons, Inc., New York, 1989 - pp. 395-398, 424-429
- Krewski D., Lubin J.H., Zielinski J.M., Alavanja M., Catalan V.S., Field R.W., Klotz J.B., Létourneau E.G., Lynch C.F., Lyon J.I., Sandler D.P., Schoenberg J.B., Steck D.J., Stolwijk J.A., Weinberg C., Wilcox H.B. (2005)
Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of seven North American case-control studies
Epidemiology, vol. 16, pp. 137-145
- Kristiansson K., Malmqvist, L. (1982)
Evidence for non diffusive transport of ²²²Rn in the ground and a new physical model for the transport
Geophysics, vol. 47, pp. 1444–1452
- Langmuir D., Herman J.S. (1980)
The mobility of thorium in natural water at low temperature
Geochimical et Cosmochimical Acta, vol. 44, pp. 1753-1766
- Legge Regionale del Lazio n. 14 del 31 marzo 2005
Prevenzione e salvaguardia dal rischio gas radon
Bollettino Ufficiale della Regione Lazio n. 10 del 9 aprile 2005
- Lovley D., Phillips E.J.P., Gorby Y.A., Landa E.R. (1991)
Microbial reduction of uranium
Nature, vol. 350, pp. 413-416
- Lubin J.H., Wang Z.Y., Boice J.D. Jr., Xu Z.Y., Blot W.J., De Wang L., Kleinerman R.A. (2004)
Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies
International Journal of Cancer, vol. 109 (1), pp. 132-137
- Mazza R., Capelli G. (2010)
Hydrogeology of the Colli Albano volcano. In: The Colli Albano volcano (Funicello R., Giordano G.)
Special publication of the International Association of Volcanology and Chemistry of the Earth's Interior, No. 3 - Geological Society, London, 2010, pp. 189-213

- Menetrez M.Y., Mosley R.B. (1996)
Evaluation of radon emanation from soil with varying moisture content in a soil chamber
Environment International, vol. 22 (1), pp. 447-453
- Ministero della Salute (2002)
Piano Nazionale Radon (PNR)
- Minkin L., Shapovalov A.S. (2008)
Indoor radon entry: 30 years later
Iranian Journal of Radiation Research, vol. 6 (1), pp. 1-6
- Morawska L., Phillips C.R. (1993)
Dependence of the radon emanation coefficient on radium distribution and internal structure of the material
Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 57, pp. 1783-1797
- Nazaroff W.W., Nero A.V. (1988)
Radon and its decay products in indoor air
Wiley Interscience Publications, New York, 1988
- Nero A.V. (1989)
Earth, air, radon and home
Physics Today, vol. 42, pp.32-39
- Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1996)
Assessment of radon potential of soils – A five-year experience
Environment International, vol. 22 (1), pp. 819-828
- Neznal M., Neznal M., Matolín M., Barnet I., Miksova J. (2004)
The new method for assessing the radon risk of building sites
Czech Geological Survey Special Papers, CGS Prague
- Neznal M., Neznal M. (2005)
Permeability as an important parameter for radon risk classification of foundation soils
Annals of Geophysics, vol.48, pp. 175-180
- Oliver M.A., Badr I. (1995)
Determining the spatial scale of variation in soil radon concentration
Mathematical Geology, vol. 27(8), pp. 893-922
- Parotto M. (1995)
La storia geologica della Caffarella
Convegno “Il Parco della Caffarella: dalla ricerca alla gestione” – Comitato per il Parco della Caffarella ed Assessorato alle Politiche Ambientali del Comune di Roma

- Raccomandazione 90/143/Euratom della Commissione del 21 febbraio 1990
Tutela della popolazione contro l'esposizione al radon in ambienti indoor
Gazzetta Ufficiale della Comunità Europea L 80 del 27 marzo 1990
- Radiation Protection 112 (1999)
Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials
European Commission – Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection
- Reineking A., Butterweck G., Kesten J., Porstendörfer J. (1992)
Thoron gas concentration and aerosol characteristics of thoron decay products
Radiation Protection Dosimetry, vol. 45, pp. 353-356
- Richon P., Perrier F., Koirala B.P., Girault F., Bhattarai M., Sapkota S.N. (2011)
Temporal signatures of advective versus diffusive radon transport at a geothermal zone in Central Nepal
Journal of Environmental Radioactivity, vol. 102, pp. 88-102
- Roca V., De Felice P., Esposito A.M., Pugliese M., Sabbarese C., Vaupotich J. (2004)
The influence of environmental parameters in electrostatic cell radon monitor response
Applied Radiation and Isotopes, vol. 61, pp. 243-247
- Sasaki T., Gunji Y., Okuda T. (2004)
Mathematical modeling of radon emanation
Journal of Nuclear Science and Technology, vol. 41(2), pp. 142-151
- Schroeder G. L., Kraner H. W., Evans R. D. (1965)
Diffusion of radon in several naturally occurring soil types
Journal of Geophysical Research, vol. 70 (2), pp. 471-474
- Schubert M., Schulz H. (2002)
Diurnal radon variations in the upper soil layers and at the soil-air interface related to meteorological parameters
Health Physics, vol. 83 (1), pp. 91-96
- Soligo M., Tuccimei P. (2010)
Geochronology of Colli Albano volcano. In: The Colli Albano volcano (Funicello R., Giordano G.)
Special publication of the International Association of Volcanology and Chemistry of the Earth's Interior, No. 3 - Geological Society, London, 2010, pp. 99-106
- Steinhäusler F., Hofmann W., Lettner H. (1994)
Thoron exposure of man: a negligible issue?
Radiation Protection Dosimetry, vol. 56, pp. 127-131
- Stranden E., Kolstad A.K., Lind B. (1984)
The influence of moisture and temperature on radon exhalation
Radiation Protection Dosimetry, vol. 7, pp. 55-58

Sun H., Semkow T.M. (1998)

Mobilization of thorium, radium and radon nuclides in ground water by successive alpha-recoil
Journal of Hydrology, vol. 205; pp. 126-136

Sundal A.V., Henriksen H., Soldal O., Strand T. (2004)

The influence of geological factors on indoor radon concentrations in Norway
Science of the Total Environment, vol. 328, pp. 41-53

Tommasino L. (1998)

Radon

Encyclopedia of Analytical Science, pp.4359-4368, Academic Press Limited.

Triglia R., Agosta E., Currado C., De Benedetti A.A., Freda C., Gaeta M., Palladino D.M., Rosa C. (1995)

Petrology. In: The Volcano of the Alban Hills (a cura di Triglia R.)
Tipografia Sgs Roma, 1995, pp. 95-165

Tuccimei P., Moroni M., Norcia D. (2006)

Simultaneous determination of ^{222}Rn and ^{220}Rn exhalation rates from building materials used in central Italy with accumulation chambers and a continuous solid state alpha detector: influence of particle size, humidity and precursors concentration
Applied Radiation and Isotopes, vol. 64, pp. 254-263

Tuccimei P., Castelluccio M., Soligo M., Moroni M. (2009)

Radon exhalation rates of building materials: experimental, analytical protocol and classification criteria

In: *Building materials: properties, performance and applications* - Autori vari
Nova Science Publishers - Hauppauge, NY, 2009 - cap. 7

Tuccimei P., Mollo S., Vinciguerra S., Castelluccio M., Soligo M. (2010)

Radon and thoron emission from lithophysae-rich tuff under increasing deformation: an experimental study

Geophysical Research Letters, vol. 37, L05305

Tuccimei P., Castelluccio M., Moretti S., Mollo S., Vinciguerra S., Scarlato P. (2011)

Thermal enhancement of radon emission from geological materials. Implications for laboratory experiments on rocks under increasing deformation

In: *Horizons in earth science research*, vol. 4 - Autori vari
Nova Science Publishers - New York, 2011 - cap. 9

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000)

Sources and effects of ionizing radiation – Report 2000
Journal of Radiological Protection, vol. 21 (1), pp. 83-85

USEPA - United States Environmental Protection Agency (1993)

Map of radon zones

Publication 402-F-93-013, Washington, D.C., 1993

Ventriglia U. (1990)

Idrogeologia della Provincia di Roma – Regione vulcanica dei Colli Albani

A cura dell'Amministrazione Provinciale di Roma - Assessorato LL.PP. Viabilità e Trasporti

Abete Grafica, Roma, 1990

Ventriglia U. (2002)

Geologia del territorio del Comune di Roma

Provincia di Roma – Servizio Geologico, Difesa del Suolo

Università degli Studi Roma Tre – Dipartimento di Scienze Geologiche

Voltaggio M., Masi U., Spadoni M., Zampetti G. (2006)

A methodology for assessing the maximum expected radon flux from soils in northern Latium (central Italy)

Environmental Geochemistry and Health, vol. 28 (6), pp. 541-551

Watkins S.D., Giordano G., Cas R.A.F., De Rita D. (2002)

Emplacement processes of the mafic Villa Senni Eruption Unit (VSEU) ignimbrite succession, Colli Albani volcano, Italy

Journal of Volcanology and Geothermal Research, vol. 118, pp. 173-203

WHO - World Health Organization (2009)

Handbook on indoor radon – A public health perspective

WHO-IARC (1988)

(World Health Organization - International Agency for Research on Cancer)

IARC monograph on the evaluation of carcinogenic risks to humans: man made mineral fibres and radon

IARC Monograph, vol. 43, Lione, 1988

Wiegand J. (2001)

A guideline for the evaluation of the soil radon potential based on geogenic and anthropogenic parameters

Environmental Geology, vol. 40, pp. 949-963

Winkler R., Ruckerbauer F., Bunzl K. (2001)

Radon concentration in soil gas: a comparison of the variability resulting from different methods, spatial heterogeneity and seasonal fluctuations

The Science of the Total Environment, vol. 272 (1-3), pp. 273-282

Sitografia

- [1] <http://www.fis.unical.it/~ferdos/utility/radonambientale.doc>
- [2] <http://www.ispesl.it/osservatorio/pdf/radon.pdf>
- [3] <http://www.wise-uranium.org/rdcumh.html>
- [4] <http://www.edilitaly.com/radon/radonalpha.php3>
- [5] http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Radioattivita_e_radiazioni/Radon/Come_si_riduce_
- [6] <http://www.edilitaly.com/radon/risanamento.php3>
- [7] http://www.iss.it/binary/tesa/cont/PNR_Raccomandazione.pdf
- [8] <http://www.ispesl.it/campagnaAbruzzo/documenti/2010DispensaRinaldini.pdf>
- [9] <http://energy.cr.usgs.gov/radon/georadon/3.html>
- [10] http://www.bfs.de/en/ion/radon/radon_boden
- [11] <http://www.parcoappiaantica.it/it/index.asp>
- [12] <http://www.parcoappiaantica.it/it/pdf/PATRIMONIOIDRO.pdf>
- [13] <http://www.parcoappiaantica.it/it/pdf/GEOLITOLOGIA%20.pdf>
- [14] <http://www.durridge.com/documentation/R7MANV7.pdf>
- [15] <http://www.westsystems.com/portable.html>
- [16] <http://www.radon.eu/jok.html>
- [17] <http://www.ortec-online.com/download.aspx?AttributeFileId=d2b96f2f-14dc-4c06-a3c3-b3db235c881f+ortec+plasma+trapping&ct=clnk>
- [18] http://www.pianetameteo.com/Rilevazioni_Dati_Meteo/index_dati_Roma_Ardeatina.htm
- [19] <http://www.google.com/earth/index.html>
- [20] <http://www.westsystems.it/documentation/HandBook%20GFOG02.pdf>
- [21] <http://www.ams-samplers.com/itemgroup.cfm?CNum=88&catCNum=3>

- [22] <http://www.radon.it/site/didattica/29-livello-divulgativo/54-10-la-variabilita-stagionale-del-gas-radon-nelle-abitazioni.html>
- [23] <http://www.radon.it/site/download/RadonalphaDepliant.pdf>
- [24] <http://intranet.cesnef.polimi.it/Radioprot/lezionedosimetritracedef.pdf>
- [25] <http://www.radon.eu/workshop2010>
- [26] https://abstracts.congrex.com/scripts/JMEvent/ProgrammeLogic_Abstract_P.asp?PL=Y&Form_Id=8&Client_Id=%27CXST%27&Project_Id=%2708080845%27&Person_Id=1343650

APPENDICE A (1 di 2)

Misure di *soil radon* alla profondità di 0.3 m dal piano campagna, effettuate in valle della Caffarella

Substrato geologico	Punto di misura	Data	²²² Rn (Bq/m ³)	Errore ²²² Rn (Bq/m ³)	²²⁰ Rn (Bq/m ³)	Errore ²²⁰ Rn (Bq/m ³)
VSEU (VSN2)	C1	10/12/2007	96948	2715	nr	nr
VSEU (VSN2)	C1	17/12/2007	63819	1723	380782	26274
VSEU (VSN2)	C1	27/12/2007	76592	3217	446677	30821
VSEU (VSN2)	C1	18/01/2008	87217	3053	352306	25718
VSEU (VSN2)	C1	23/01/2008	97627	3710	521837	40703
VSEU (VSN2)	C1	06/02/2008	73986	2294	470518	27761
VSEU (VSN2)	C1	12/02/2008	83811	2179	458597	33019
VSEU (VSN2)	C1	11/03/2008	81736	2452	321181	32761
VSEU (VSN2)	C1	14/03/2008	35685	1320	345684	26272
VSEU (VSN2)	C1	14/03/2008	35388	1380	330787	32417
VSEU (VSN2)	C1	14/03/2008	56305	2309	615546	35086
VSEU (VSN2)	C1	25/03/2008	23777	1546	145891	16632
VSEU (VSN2)	C1	10/04/2008	10761	1033	332774	34941
VSEU (VSN2)	C1	24/04/2008	36923	1772	548988	49958
VSEU (VSN2)	C1	15/05/2008	13416	738	581933	46555
VSEU (VSN2)	C1	22/05/2008	6873	515	87454	12943
VSEU (VSN2)	C1	29/05/2008	28320	1473	981759	73632
VSEU (VSN2)	C1	05/06/2008	913	217	71594	15822
VSEU (VSN2)	C1	26/06/2008	1632	276	355537	29865
VSEU (VSN2)	C1	26/06/2008	1212	434	389614	35455
VSEU (VSN2)	C1	03/07/2008	2484	844	412451	73004
VSEU (VSN2)	C1	28/07/2008	3406	525	287521	35078
VSEU (VSN2)	C1	24/09/2008	14321	745	476391	25725
VSEU (VSN2)	C1	19/11/2008	43004	1419	532680	32493
VSEU (VSN2)	C1	26/11/2008	37017	1259	187745	22342
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	117656	2235	328719	40761
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	126095	2270	340162	33676
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	126185	4164	345300	30386
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	39004	3081	272935	27294
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	33214	1162	251203	27884
VSEU (VSN2)	C1	23/12/2008	59243	1896	239181	25832
VSEU (VSN2)	C1	23/12/2008	113372	2267	360638	39310
VSEU (VSN2)	C1	16/01/2009	121248	3152	378878	28795
VSEU (VSN2)	C1	05/02/2009	119368	2268	523962	35629
VSEU (VSN2)	C1	19/03/2009	48941	1664	471536	21219
VSEU (VSN2)	C1	07/04/2009	55180	2538	565340	26006
VSEU (VSN2)	C1	14/05/2009	16741	1239	339112	25433
VSEU (VSN2)	C1	14/05/2009	30088	1264	638654	41513
VSEU (VSN2)	C1	19/06/2009	27865	1142	477785	23889
VSEU (VSN2)	C1	19/06/2009	26116	1384	387815	19003
VSEU (VSN2)	C1	24/07/2009	12006	1237	318560	14654
VSEU (VSN2)	C1	24/07/2009	6151	1236	221169	11943
VSEU (VSN2)	C1	18/08/2009	10575	1174	249695	11236
VSEU (VSN2)	C1	18/08/2009	6094	1079	212148	11668
VSEU (VSN2)	C1	15/09/2009	22986	1287	331904	44143
VSEU (VSN2)	C1	15/09/2009	28210	1354	397701	16703
VSEU (VSN2)	C1	19/10/2009	64096	1859	566107	36231
VSEU (VSN2)	C1	19/10/2009	41214	1690	415033	17016
VSEU (VSN2)	C1	19/10/2009	47744	1480	486659	19953
VSEU (VSN2)	C1	13/11/2009	115749	5093	527150	25303
VSEU (VSN2)	C1	13/11/2009	56668	1927	313294	17544
VSEU (VSN2)	C1	09/12/2009	83000	2739	302762	30882
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2010	84850	2036	294020	19699
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2010	81900	1884	372808	17522
VSEU (VSN2)	C1	18/02/2010	151500	2727	nr	nr
VSEU (VSN2)	C1	18/02/2010	121500	2430	nr	nr
VSEU (VSN2)	C1	15/03/2010	57350	2351	333431	24340
VSEU (VSN2)	C1	15/03/2010	133000	3724	532363	44186
VSEU (VSN2)	C1	14/04/2010	73800	1771	655284	45215
VSEU (VSN2)	C1	14/04/2010	86650	2946	573039	33236

APPENDICE A (2 di 2)

Misure di *soil radon* alla profondità di 0.3 m dal piano campagna, effettuate in valle della Caffarella

Substrato geologico	Punto di misura	Data	²²² Rn (Bq/m ³)	Errore ²²² Rn (Bq/m ³)	²²⁰ Rn (Bq/m ³)	Errore ²²⁰ Rn (Bq/m ³)
VSEU (VSN2)	C1	14/04/2010	71100	2204	545533	27277
VSEU (VSN2)	C1	19/05/2010	127000	2413	556941	22835
VSEU (VSN2)	C1	19/05/2010	128000	2944	500157	23507
VSEU (VSN2)	C1	19/05/2010	98250	2260	371474	17831
VSEU (VSN2)	C1	08/06/2010	18550	1280	444174	18655
VSEU (VSN2)	C1	08/06/2010	46650	2146	816181	24485
VSEU (VSN2)	C1	07/07/2010	26065	1095	340078	22445
VSEU (VSN2)	C1	07/07/2010	32652	1306	519966	19239
VSEU (VSN1)	C4	12/02/2008	31160	1433	231472	29397
VSEU (VSN1)	C4	25/03/2008	13342	801	111063	18436
VSEU (VSN1)	C4	10/04/2008	24085	1758	171847	20793
VSEU (VSN1)	C4	15/05/2008	1314	243	128502	15292
VSEU (VSN1)	C4	29/05/2008	1011	217	73513	13379
VSEU (VSN1)	C4	05/06/2008	2453	351	84031	15378
VSEU (VSN1)	C4	26/06/2008	6108	2235	212907	63659
VSEU (VSN1)	C4	03/07/2008	2077	332	269112	25566
VSEU (VSN1)	C4	28/07/2008	9665	1024	314210	23566
VSEU (VSN1)	C4	24/09/2008	5459	502	322088	21902
VSEU (VSN1)	C4	19/11/2008	5032	835	154207	22823
RED	C2	10/12/2007	56153	1741	nr	nr
RED	C2	17/12/2007	49778	1742	259328	22043
RED	C2	23/01/2008	58773	2762	387334	33311
RED	C2	06/02/2008	48232	2605	581999	31428
RED	C2	12/02/2008	30815	1633	541541	32492
RED	C2	14/03/2008	18094	959	451005	29315
RED	C2	25/03/2008	10224	1002	128971	21022
RED	C2	10/04/2008	2040	363	60985	10550
RED	C2	24/04/2008	17419	801	92325	15511
RED	C2	15/05/2008	1984	300	157617	15447
RED	C2	22/05/2008	23347	1821	264051	33006
RED	C2	05/06/2008	8258	570	119799	13897
RED	C2	03/07/2008	9354	599	271099	26026
RED	C2	28/07/2008	10476	817	262396	20729
RED	C2	24/09/2008	6605	700	815515	44853
RED	C2	26/11/2008	6099	525	46762	12158
a2	C3	12/02/2008	7016	519	65246	15137
a2	C3	14/03/2008	875	269	60523	11015
a2	C3	25/03/2008	1500	405	27689	9220
a2	C3	15/05/2008	1639	308	103654	13890
a2	C3	22/05/2008	1368	272	149993	19049
a2	C3	05/06/2008	12382	681	252448	29284
a2	C3	03/07/2008	12530	739	195241	21672
a2	C3	28/07/2008	2439	398	224257	25790
a2	C3	24/09/2008	7480	583	186954	17761
a2	C3	26/11/2008	2902	389	121909	13898
RIP	C5	12/02/2008	16221	827	625438	34399
RIP	C5	10/04/2008	6956	591	242419	22303
RIP	C5	24/04/2008	465	181	28191	9839
RIP	C5	22/05/2008	2041	386	35507	9445
RIP	C5	05/06/2008	1582	266	88794	13763
RIP	C5	03/07/2008	5108	465	632722	29738
RIP	C5	28/07/2008	17170	1047	641207	35266
RIP	C5	24/09/2008	8432	708	384266	24209
RIP	C5	26/11/2008	2665	384	141438	25176

nr: valore non rilevato

RIP: terreni di riporto. a2: depositi alluvionali recenti. VSEU: unità eruttiva di "Villa Senni". VSN2: membro delle "Pozzolanelle" di VSEU. VSN1: membro del "Tufo Lionato" di VSEU. RED: unità delle "Pozzolane Rosse".

APPENDICE B (1 di 3)

Misure di *soil radon* alla profondità di 0.8 m (RPS3 a 0.9 m) dal piano campagna, effettuate in valle della Caffarella

Substrato geologico	Punto di misura	Data	²²² Rn (Bq/m ³)	Errore ²²² Rn (Bq/m ³)	²²⁰ Rn (Bq/m ³)	Errore ²²⁰ Rn (Bq/m ³)
VSEU (VSN2)	C1	11/03/2008	92192	2489	912954	63907
VSEU (VSN2)	C1	24/09/2008	76720	2685	1336114	57453
VSEU (VSN2)	C1	19/11/2008	131554	3026	743665	55031
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	162587	2927	653295	42464
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	126374	3033	621792	45391
VSEU (VSN2)	C1	03/12/2008	103317	3823	509514	40252
VSEU (VSN2)	C1	23/12/2008	132917	4120	524792	53004
VSEU (VSN2)	C1	23/12/2008	159181	5412	652881	39826
VSEU (VSN2)	C1	23/12/2008	126535	2910	462614	47187
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2009	128457	2569	793903	46840
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2009	106819	2777	781797	42217
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2009	92045	2577	650532	34478
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2009	121973	3781	668219	41430
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2009	85417	2050	192008	19009
VSEU (VSN2)	C1	27/01/2009	135688	2307	509070	34108
VSEU (VSN2)	C1	07/04/2009	113926	3190	771476	24687
VSEU (VSN2)	C1	14/05/2009	62971	1826	742335	25982
VSEU (VSN2)	C1	14/05/2009	52050	3019	792949	22203
VSEU (VSN2)	C1	19/06/2009	57800	1676	768483	37656
VSEU (VSN2)	C1	19/06/2009	86560	2337	790604	27671
VSEU (VSN2)	C1	24/07/2009	47893	1437	639574	25583
VSEU (VSN2)	C1	24/07/2009	53988	1836	653870	21578
VSEU (VSN2)	C1	18/08/2009	20521	1293	511291	20963
VSEU (VSN2)	C1	18/08/2009	29918	1197	496808	17885
VSEU (VSN2)	C1	15/09/2009	60644	2123	714728	20727
VSEU (VSN2)	C1	15/09/2009	47686	1526	662580	25841
VSEU (VSN2)	C1	19/10/2009	92109	2579	733133	22727
VSEU (VSN2)	C1	19/10/2009	80353	3375	684053	27362
VSEU (VSN2)	C1	13/11/2009	133269	2665	567794	22144
VSEU (VSN2)	C1	13/11/2009	113074	2488	545862	26747
VSEU (VSN2)	C1	09/12/2009	152000	2584	547119	24073
VSEU (VSN2)	C1	09/12/2009	102000	2550	401536	18872
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2010	129500	4274	427763	34649
VSEU (VSN2)	C1	20/01/2010	89850	3055	460786	19353
VSEU (VSN2)	C1	27/01/2010	114500	2290	476080	16187
VSEU (VSN2)	C1	03/02/2010	107500	2258	530593	22815
VSEU (VSN2)	C1	04/02/2010	100500	3015	503488	17622
VSEU (VSN2)	C1	18/02/2010	181000	5249	nr	nr
VSEU (VSN2)	C1	18/02/2010	194000	5238	nr	nr
VSEU (VSN2)	C1	15/03/2010	112000	2688	668645	27414
VSEU (VSN2)	C1	15/03/2010	117500	3173	744061	36459
VSEU (VSN2)	C1	15/03/2010	165500	4634	764547	55047
VSEU (VSN2)	C1	14/04/2010	102350	4299	722386	52012
VSEU (VSN2)	C1	14/04/2010	94050	2727	663422	32508
VSEU (VSN2)	C1	14/04/2010	111000	2331	533204	31992
VSEU (VSN2)	C1	19/05/2010	151500	4394	584955	35682
VSEU (VSN2)	C1	19/05/2010	138500	2632	579297	22593
VSEU (VSN2)	C1	19/05/2010	177500	3195	526690	28441
VSEU (VSN2)	C1	08/06/2010	39850	1594	771476	23144
VSEU (VSN2)	C1	08/06/2010	108000	2268	713212	82019

APPENDICE B (2 di 3)

Misure di *soil radon* alla profondità di 0.8 m (RPS3 a 0.9 m) dal piano campagna, effettuate in valle della Caffarella

Substrato geologico	Punto di misura	Data	²²² Rn (Bq/m ³)	Errore ²²² Rn (Bq/m ³)	²²⁰ Rn (Bq/m ³)	Errore ²²⁰ Rn (Bq/m ³)
VSEU (VSN2)	C1	07/07/2010	48497	1746	462113	20795
VSEU (VSN2)	C1	07/07/2010	60973	2317	524961	33073
VSEU (VSN2)	RPS1	27/01/2009	119544	2510	382859	39817
VSEU (VSN2)	RPS1	28/01/2009	92119	2119	376759	36546
VSEU (VSN2)	RPS1	28/01/2009	98937	2078	531873	51592
VSEU (VSN2)	RPS1	29/01/2009	116318	2210	504473	37835
VSEU (VSN2)	RPS1	05/02/2009	110318	2206	517984	30043
VSEU (VSN2)	RPS1	17/02/2009	103593	3004	462123	24493
VSEU (VSN2)	RPS1	17/02/2009	99793	2195	463559	31522
VSEU (VSN2)	RPS1	23/02/2009	105193	3892	461602	22157
VSEU (VSN2)	RPS1	24/02/2009	114537	2291	418029	25918
VSEU (VSN2)	RPS3	23/02/2009	82654	1984	238353	19068
VSEU (VSN2)	RPS3	24/02/2009	78445	2118	218736	20780
VSEU (VSN2)	RPS3	25/02/2009	60897	2253	216306	15790
VSEU (VSN2)	RPS3	03/03/2009	99836	2396	277760	22221
VSEU (VSN2)	RPS3	05/03/2009	97049	2038	241478	12557
VSEU (VSN2)	RPS3	10/03/2009	66157	1985	202765	15816
VSEU (VSN2)	RPS3	11/03/2009	60831	1764	178634	14469
VSEU (VSN2)	RPS3	16/03/2009	51611	2219	178229	10872
VSEU (VSN2)	RPS3	18/03/2009	58097	1511	223250	14735
VSEU (VSN2)	RPS3	19/03/2009	61143	3607	216826	17563
VSEU (VSN2)	RPS3	20/03/2009	73218	1757	226606	24020
VSEU (VSN2)	RPS3	25/03/2009	63488	2540	236096	13694
VSEU (VSN2)	RPS3	26/03/2009	63237	2403	229326	17887
VSEU (VSN2)	RPS3	27/03/2009	79279	1982	262657	13921
VSEU (VSN2)	RPS3	30/03/2009	61792	2904	253456	17235
VSEU (VSN2)	RPS3	01/04/2009	75618	2117	278281	15862
VSEU (VSN2)	RPS3	02/04/2009	88293	1942	273420	21053
VSEU (VSN2)	RPS3	03/04/2009	85666	1885	287134	17802
VSEU (VSN2)	RPS3	07/04/2009	77863	1791	276545	15763
VSEU (VSN2)	RPS3	15/04/2009	76552	1914	296162	17474
VSEU (VSN2)	RPS3	16/04/2009	56294	2533	338173	15556
VSEU (VSN2)	RPS3	14/05/2009	31292	1940	352929	17999
VSEU (VSN2)	RPS3	19/06/2009	25807	1006	365532	14987
VSEU (VSN2)	RPS3	13/07/2009	36062	2596	409349	23742
VSEU (VSN2)	RPS3	14/07/2009	31933	1692	376365	19195
VSEU (VSN2)	RPS3	15/07/2009	31860	1243	381573	17171
VSEU (VSN2)	RPS3	17/07/2009	29728	1100	361956	18460
VSEU (VSN2)	RPS3	22/07/2009	39926	1677	387649	17057
VSEU (VSN2)	RPS3	24/07/2009	23422	1077	397544	17889
VSEU (VSN2)	RPS3	27/07/2009	27995	1820	370509	18525
VSEU (VSN2)	RPS3	27/07/2009	27926	1815	397894	19895
VSEU (VSN2)	RPS3	29/07/2009	33272	1165	373414	14937
VSEU (VSN2)	RPS3	30/07/2009	22621	1629	408134	20407
VSEU (VSN2)	RPS3	31/07/2009	34279	1268	387822	20555
VSEU (VSN2)	RPS3	04/08/2009	33077	1356	384350	17296
VSEU (VSN2)	RPS3	05/08/2009	33546	1174	396850	25002
VSEU (VSN2)	RPS3	11/08/2009	28322	1218	391121	18383
VSEU (VSN2)	RPS3	11/08/2009	27867	1700	395823	20583
VSEU (VSN2)	RPS3	18/08/2009	25499	1096	390079	20674

APPENDICE B (3 di 3)

Misure di *soil radon* alla profondità di 0.8 m (RPS3 a 0.9 m) dal piano campagna, effettuate in valle della Caffarella

Substrato geologico	Punto di misura	Data	²²² Rn (Bq/m ³)	Errore ²²² Rn (Bq/m ³)	²²⁰ Rn (Bq/m ³)	Errore ²²⁰ Rn (Bq/m ³)
VSEU (VSN2)	RPS3	18/08/2009	24881	1543	407364	19553
VSEU (VSN2)	RPS3	15/09/2009	72724	2545	386781	16632
VSEU (VSN2)	RPS3	19/10/2009	138394	2629	347721	22950
VSEU (VSN2)	RPS3	13/11/2009	126200	2524	225854	15584
VSEU (VSN2)	RPS3	09/12/2009	132500	2518	199119	23098
VSEU (VSN2)	RPS3	20/01/2010	116000	2552	167350	10710
VSEU (VSN2)	RPS3	20/01/2010	113000	2147	169954	14956
VSEU (VSN2)	RPS3	27/01/2010	128000	2688	152212	16743
VSEU (VSN2)	RPS3	28/01/2010	119000	2261	161795	16665
VSEU (VSN2)	RPS3	04/02/2010	107000	3531	170302	13113
VSEU (VSN2)	RPS3	18/02/2010	126500	4175	nr	nr
VSEU (VSN2)	RPS3	23/02/2010	128500	4241	151816	14119
VSEU (VSN2)	RPS3	24/02/2010	127500	3188	172920	20405
VSEU (VSN2)	RPS3	03/03/2010	120500	4218	140514	17705
VSEU (VSN2)	RPS3	15/03/2010	109000	3488	173259	18192
VSEU (VSN2)	RPS3	14/04/2010	120500	6748	211724	24983
VSEU (VSN2)	RPS3	19/05/2010	138000	6210	205890	15648
VSEU (VSN2)	RPS3	08/06/2010	60700	2003	322202	18688
VSEU (VSN2)	RPS3	07/07/2010	16250	1333	280538	17393
VSEU (VSN2)	RPS3	19/07/2010	17050	853	305675	15284
VSEU (VSN2)	RPS3	20/07/2010	16950	898	397718	17102
VSEU (VSN2)	RPS3	21/07/2010	17050	1876	443201	20830
RED	C6	16/01/2009	126568	2784	439814	33866
RED	C6	16/01/2009	123570	2471	567903	47136
RED	C6	16/01/2009	82936	2488	374070	33666
RED	C6	16/01/2009	107773	2155	535984	38591
RED	C6	16/01/2009	118023	2478	488314	29787
a2	RPS4	01/04/2009	13500	797	243040	11909
a2	RPS4	02/04/2009	24429	1099	270642	17050
a2	RPS4	03/04/2009	19757	1640	231235	16418
a2	RPS4	07/04/2009	5340	577	117701	11652
a2	RPS4	15/04/2009	6232	673	177766	11199
a2	RPS4	14/05/2009	4401	968	111625	12056
a2	RPS4	18/08/2009	5038	972	139288	12257
a2	RPS4	15/09/2009	8909	704	164920	11544
a2	RPS4	19/10/2009	12154	1167	88015*	11530*
a2	RPS4	14/04/2010	28500	1197	50118*	13833*
a2	RPS4	04/06/2010	12800	909	158150	9489
a2	RPS4	07/07/2010	7723	989	140297	15994
a2	ALL2	27/03/2009	12188	999	75461	8678
a2	ALL6	30/03/2009	22896	1030	137577	18986
a2	ALL7	30/03/2009	16951	831	198621	11520
a2	ALL8	30/03/2009	39078	1719	261811	13352
a2	ALL9	30/03/2009	10794	1705	225001	16200
a2	ALL10	30/03/2009	31970	1183	230676	11764

nr: valore non rilevato

* thoron sottostimato

RIP: terreni di riporto. a2: depositi alluvionali recenti. VSEU: unità eruttiva di "Villa Senni".

VSN2: membro delle "Pozzolanelle" di VSEU. VSN1: membro del "Tufo Lionato" di VSEU.

RED: unità delle "Pozzolane Rosse" .

APPENDICE C

Misure di *soil radon* secondo 3 profili verticali, dalla porzione più superficiale di suolo, alla profondità di 1 m dal piano campagna

Substrato geologico	Punto di misura	Data	Profondità da p.c. (cm)	^{222}Rn (Bq/m ³)	Errore ^{222}Rn (Bq/m ³)	^{220}Rn (Bq/m ³)	Errore ^{220}Rn (Bq/m ³)
VSEU (VSN2)	PP0	11/03/2008	15	59875	4311	196320	20221
VSEU (VSN2)	PP0	11/03/2008	25	73036	2410	260655	34146
VSEU (VSN2)	PP0	11/03/2008	35	81736	2452	321673	32811
VSEU (VSN2)	PP0	11/03/2008	50	89630	3944	622785	44841
VSEU (VSN2)	PP0	11/03/2008	75	92192	2489	912954	63907
VSEU (VSN2)	PP0	11/03/2008	95	98039	2549	1036318	67361
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	30	44283	1373	667181	24686
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	40	33941	1324	561046	22442
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	50	40211	1327	650310	34466
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	60	54072	1676	728531	30598
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	70	80058	3282	844176	35455
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	80	85962	3353	666138	60619
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	90	119999	4560	837428	38522
VSEU (VSN2)	PP1	03/04/2009	100	124728	3867	845608	26214
RED	PP2	15/04/2009	30	28551	1770	358744	15067
RED	PP2	15/04/2009	40	40004	1280	374388	25458
RED	PP2	15/04/2009	50	52307	2406	406751	17897
RED	PP2	15/04/2009	60	62594	1690	426689	15361
RED	PP2	15/04/2009	70	64179	1733	411198	15626
RED	PP2	15/04/2009	80	69379	1804	380370	17117
RED	PP2	15/04/2009	90	56546	1923	395708	15828
RED	PP2	15/04/2009	100	83817	2179	323161	28761

RIP: terreni di riporto. a2: depositi alluvionali recenti. VSEU: unità eruttiva di "Villa Senni".
VSN2: membro delle "Pozzolanelle" di VSEU. VSN1: membro del "Tufo Lionato" di VSEU.
RED: unità delle "Pozzolane Rosse" .

APPENDICE D

Valori del fattore di normalizzazione del soil ²²²Rn, al 25% di contenuto d'acqua e 20°C di temperatura del suolo superficiale (valle della Caffarella, stazione di misura RPS3)

WWC (%)	T (°C)																																			
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
5	2.96	3.04	3.12	3.21	3.30	3.40	3.50	3.61	3.72	3.85	3.98	4.12	4.27	4.44	4.61	4.80	5.01	5.24	5.49	5.76	6.06	6.40	6.77	7.19	7.67	8.21	8.84	9.57	10.43	11.46	12.72	14.29	16.30	18.97	22.69	28.22
6	2.64	2.70	2.76	2.83	2.90	2.97	3.05	3.14	3.22	3.31	3.41	3.52	3.63	3.74	3.87	4.00	4.15	4.30	4.46	4.64	4.84	5.05	5.28	5.53	5.81	6.12	6.46	6.84	7.27	7.75	8.31	8.95	9.70	10.59	11.65	12.95
7	2.37	2.42	2.48	2.53	2.59	2.65	2.71	2.77	2.84	2.91	2.99	3.07	3.15	3.24	3.33	3.43	3.53	3.64	3.76	3.89	4.02	4.17	4.33	4.49	4.67	4.87	5.09	5.32	5.57	5.86	6.17	6.52	6.90	7.34	7.84	8.41
8	2.16	2.20	2.24	2.29	2.33	2.38	2.43	2.48	2.54	2.60	2.66	2.72	2.78	2.85	2.92	3.00	3.08	3.16	3.25	3.35	3.45	3.55	3.66	3.78	3.91	4.05	4.19	4.35	4.52	4.71	4.91	5.12	5.36	5.62	5.91	6.22
9	1.98	2.02	2.05	2.09	2.13	2.17	2.21	2.25	2.30	2.34	2.39	2.44	2.49	2.55	2.61	2.67	2.73	2.79	2.86	2.94	3.01	3.09	3.18	3.27	3.36	3.46	3.57	3.68	3.80	3.93	4.07	4.22	4.38	4.55	4.74	4.94
10	1.83	1.86	1.89	1.92	1.95	1.99	2.02	2.06	2.10	2.13	2.17	2.22	2.26	2.30	2.35	2.40	2.45	2.50	2.56	2.62	2.68	2.74	2.81	2.88	2.95	3.03	3.11	3.19	3.28	3.38	3.48	3.59	3.70	3.82	3.96	4.09
11	1.70	1.73	1.75	1.78	1.81	1.83	1.86	1.89	1.93	1.96	1.99	2.03	2.06	2.10	2.14	2.18	2.22	2.27	2.31	2.36	2.41	2.46	2.51	2.57	2.63	2.69	2.75	2.82	2.89	2.96	3.04	3.12	3.21	3.30	3.39	3.50
12	1.59	1.61	1.63	1.66	1.68	1.70	1.73	1.76	1.78	1.81	1.84	1.87	1.90	1.93	1.96	2.00	2.03	2.07	2.11	2.15	2.19	2.23	2.27	2.32	2.37	2.42	2.52	2.58	2.63	2.70	2.76	2.83	2.90	2.97	3.05	
13	1.49	1.51	1.53	1.55	1.57	1.59	1.61	1.64	1.66	1.68	1.71	1.73	1.76	1.79	1.82	1.84	1.87	1.91	1.94	1.97	2.00	2.04	2.08	2.11	2.15	2.19	2.24	2.28	2.33	2.37	2.42	2.48	2.53	2.59	2.64	2.71
14	1.40	1.42	1.44	1.45	1.47	1.49	1.51	1.53	1.55	1.57	1.59	1.62	1.64	1.66	1.69	1.71	1.74	1.76	1.79	1.82	1.85	1.88	1.91	1.94	1.98	2.01	2.05	2.08	2.12	2.16	2.20	2.24	2.29	2.33	2.38	2.43
15	1.32	1.34	1.36	1.37	1.39	1.40	1.42	1.44	1.46	1.48	1.50	1.51	1.53	1.56	1.58	1.60	1.62	1.64	1.67	1.69	1.72	1.74	1.77	1.80	1.83	1.85	1.88	1.92	1.95	1.98	2.02	2.05	2.09	2.13	2.17	2.21
16	1.25	1.27	1.28	1.30	1.31	1.33	1.34	1.36	1.37	1.39	1.41	1.42	1.44	1.46	1.48	1.50	1.52	1.54	1.56	1.58	1.60	1.62	1.65	1.67	1.70	1.72	1.75	1.77	1.80	1.83	1.86	1.89	1.92	1.95	1.99	2.02
17	1.19	1.20	1.22	1.23	1.24	1.26	1.27	1.28	1.30	1.31	1.33	1.34	1.36	1.38	1.39	1.41	1.43	1.45	1.46	1.48	1.50	1.52	1.54	1.56	1.58	1.61	1.63	1.65	1.68	1.70	1.73	1.75	1.78	1.81	1.83	1.86
18	1.14	1.15	1.16	1.17	1.18	1.19	1.21	1.22	1.23	1.25	1.26	1.27	1.29	1.30	1.32	1.33	1.35	1.36	1.38	1.40	1.41	1.43	1.45	1.47	1.49	1.50	1.52	1.54	1.57	1.59	1.61	1.63	1.66	1.68	1.70	1.73
19	1.08	1.09	1.11	1.12	1.13	1.14	1.15	1.16	1.17	1.18	1.20	1.21	1.22	1.23	1.25	1.26	1.28	1.29	1.30	1.32	1.33	1.35	1.37	1.38	1.40	1.42	1.43	1.45	1.47	1.49	1.51	1.53	1.55	1.57	1.59	1.61
20	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10	1.11	1.12	1.13	1.14	1.15	1.16	1.17	1.19	1.20	1.21	1.22	1.24	1.25	1.26	1.28	1.29	1.31	1.32	1.34	1.35	1.37	1.38	1.40	1.42	1.44	1.45	1.47	1.49	1.51
21	0.99	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10	1.11	1.12	1.13	1.14	1.15	1.16	1.18	1.19	1.20	1.21	1.23	1.24	1.25	1.27	1.28	1.29	1.31	1.32	1.34	1.35	1.37	1.39	1.40	1.42
22	0.95	0.96	0.97	0.98	0.99	1.00	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10	1.11	1.12	1.13	1.14	1.15	1.17	1.18	1.19	1.20	1.22	1.23	1.24	1.25	1.27	1.28	1.30	1.31	1.33	1.34
23	0.92	0.93	0.93	0.94	0.95	0.96	0.96	0.97	0.98	0.99	1.00	1.01	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10	1.11	1.12	1.13	1.15	1.16	1.17	1.18	1.19	1.20	1.22	1.23	1.24	1.26	1.27
24	0.88	0.89	0.90	0.90	0.91	0.92	0.93	0.93	0.94	0.95	0.96	0.97	0.97	0.98	0.99	1.00	1.01	1.02	1.03	1.03	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10	1.11	1.12	1.14	1.15	1.16	1.17	1.18	1.19	1.21
25	0.85	0.86	0.87	0.87	0.88	0.89	0.89	0.90	0.91	0.91	0.92	0.93	0.94	0.94	0.95	0.96	0.97	0.97	0.98	0.99	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10	1.12	1.13	1.14	1.15	
26	0.82	0.83	0.84	0.84	0.85	0.85	0.86	0.87	0.87	0.88	0.89	0.89	0.90	0.91	0.91	0.92	0.93	0.94	0.94	0.95	0.96	0.97	0.98	0.98	0.99	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	1.06	1.07	1.08	1.09	1.10
27	0.80	0.80	0.81	0.81	0.82	0.82	0.83	0.84	0.84	0.85	0.85	0.86	0.87	0.87	0.88	0.89	0.89	0.90	0.91	0.92	0.92	0.93	0.94	0.95	0.95	0.96	0.97	0.98	0.99	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	
28	0.77	0.78	0.78	0.79	0.79	0.80	0.80	0.81	0.81	0.82	0.83	0.83	0.84	0.84	0.85	0.86	0.86	0.87	0.88	0.88	0.89	0.90	0.91	0.92	0.92	0.93	0.94	0.95	0.96	0.97	0.98	0.99	1.00	1.01	1.02	1.03
29	0.75	0.75	0.76	0.76	0.77	0.77	0.78	0.78	0.79	0.79	0.80	0.80	0.81	0.81	0.82	0.83	0.83	0.84	0.84	0.85	0.86	0.86	0.87	0.88	0.88	0.89	0.90	0.91	0.92	0.93	0.94	0.95	0.96	0.97	0.98	0.99
30	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	0.76	0.77	0.77	0.78	0.78	0.79	0.80	0.80	0.81	0.82	0.82	0.83	0.83	0.84	0.85	0.85	0.86	0.86	0.87	0.88	0.88	0.89	0.90	0.91	0.92	0.93	0.94	0.95
31	0.70	0.71	0.71	0.72	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	0.76	0.77	0.77	0.78	0.78	0.79	0.79	0.80	0.81	0.81	0.82	0.82	0.83	0.83	0.84	0.85	0.85	0.86	0.87	0.88	0.89	0.89	
32	0.68	0.69	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	0.76	0.77	0.77	0.78	0.78	0.79	0.80	0.80	0.81	0.81	0.82	0.82	0.83	0.84	0.84	0.85	0.85	0.86	0.86
33	0.66	0.67	0.67	0.68	0.68	0.68	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.76	0.76	0.77	0.77	0.78	0.79	0.80	0.81	0.81	0.82	0.82	0.83	0.84	0.84	0.85	0.85	0.86
34	0.65	0.65	0.65	0.66	0.66	0.66	0.67	0.67	0.68	0.68	0.68	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	0.77	0.77	0.78	0.78	0.79	0.79	0.80	0.80	0.81	0.81
35	0.63	0.63	0.64	0.64	0.64	0.65	0.65	0.65	0.66	0.66	0.66	0.67	0.67	0.68	0.68	0.68	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71	0.71	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	0.76	0.77	0.77	0.78
36	0.61	0.62	0.62	0.62	0.63	0.63	0.63	0.64	0.64	0.64	0.65	0.65	0.65	0.66	0.66	0.67	0.67	0.68	0.68	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	0.77	0.77
37	0.60	0.60	0.60	0.61	0.61	0.61	0.62	0.62	0.62	0.63	0.63	0.63	0.64	0.64	0.65	0.65	0.66	0.66	0.67	0.67	0.68	0.68	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71	0.72	0.72	0.73	0.73	0.74	0.74	0.75	0.75
38	0.58	0.59	0.59	0.59	0.59	0.60	0.60	0.60	0.61	0.61	0.61	0.62	0.62	0.62	0.63	0.63	0.63	0.64	0.64	0.65	0.65	0.66	0.66	0.66	0.67	0.67	0.67	0.68	0.68	0.69	0.69	0.69	0.70	0.70	0.71	0.71
39	0.57	0.57	0.57	0.58	0.58	0.58	0.59	0.59	0.59	0.60	0.60	0.60	0.60	0.61	0.61	0.61	0.62	0.62	0.62	0.63	0.63	0.63	0.64	0.64	0.65	0.65	0.65	0.66	0.66	0.66	0.67	0.67	0.68	0.68	0.68	0.69
40	0.56	0.56	0.56	0.56	0.57	0.57	0.58	0.58	0.58	0.59	0.59	0.59	0.59	0.60	0.60	0.60	0.61	0.61	0.61	0.62																

APPENDICE E

Campagne di misura del *soil* ²²²Rn per la realizzazione di mappe in valle della Caffarella

Punto di misura	UTM zona 33 T		²²² Rn (Bq/m ³)				Errore ²²² Rn (Bq/m ³)			
	Longitudine	Latitudine	Inverno 2009	Estate 2009	Inverno 2010	Estate 2010	Inverno 2009	Estate 2009	Inverno 2010	Estate 2010
A1	294481	4637575	240053	81596	184211	77600	4936	2247	8105	1862
B1	294454	4637580	159268	49502	165789	73760	3444	1932	3813	2360
C1	294424	4637582	146004	36190	143000	53647	2888	2313	3861	2575
D1	294391	4637594	20759	22890	129500	52500	2114	2202	2590	2100
E1	294363	4637567	32806	7714	-	-	2794	946	-	-
F1	294332	4637585	36858	23989	-	-	2379	1650	-	-
A2	294484	4637607	201562	61128	270000	78176	4976	2991	4050	2893
B2	294452	4637606	181581	29247	256316	115395	4184	1753	7689	2885
C2	294424	4637609	110081	32581	179000	65568	2801	2083	5191	4328
D2	294392	4637611	49690	21778	120000	55200	2043	1470	2400	2318
E2	294367	4637622	158796	4760	-	-	7107	1513	-	-
F2	294328	4637611	45449	46390	-	-	1639	2291	-	-
A3	294482	4637636	170980	12193	134737	14650	3658	882	6467	982
B3	294452	4637638	149248	12283	132895	7422	6196	1432	6246	1321
C3	294424	4637639	128061	16828	130000	26533	2710	1778	4810	2600
D3	294392	4637637	75669	36212	59050	37950	4964	2010	1890	2011
E3	294365	4637641	102656	9368	-	-	3471	1032	-	-
F3	294334	4637642	75623	15606	-	-	4822	1440	-	-
A4	294476	4637671	55461	11679	-	-	2565	978	-	-
B4	294457	4637669	104428	19956	-	-	3604	1289	-	-
C4	294428	4637669	112489	42290	-	-	2475	2026	-	-
D4	294394	4637667	66704	29237	-	-	1794	2149	-	-
E4	294366	4637671	71458	14383	-	-	1971	1050	-	-
F4	294336	4637672	56912	22742	-	-	1513	1962	-	-
A5	294487	4637696	110567	53254	-	-	3216	4205	-	-
B5	294458	4637702	95649	93735	-	-	4143	4467	-	-
C5	294427	4637699	107402	49859	-	-	3207	2065	-	-
D5	294397	4637696	57296	21651	81200	49850	2300	1541	1949	2293
E5	294366	4637698	44325	6470	79050	56250	1607	928	2688	1575
F5	294338	4637702	90613	5044	133158	34600	3719	669	2530	2837
A6	294491	4637716	91440	22584	-	-	2707	1480	-	-
B6	294458	4637719	83643	45174	-	-	3226	1539	-	-
C6	294430	4637724	84025	32476	-	-	3382	1385	-	-
D6	294400	4637727	109637	34840	90250	47254	3417	2498	2437	1607
E6	294368	4637726	203190	59375	153500	70795	4397	3314	3377	2053
F6	294339	4637730	51785	13695	108421	48800	2300	2677	2711	1562
A7	294489	4637760	93438	26647	-	-	3302	1185	-	-
B7	294467	4637751	23322	13853	-	-	1143	1684	-	-
C7	294430	4637752	73589	32803	-	-	2432	3564	-	-
D7	294400	4637753	165969	66674	174000	103956	4069	2292	2958	2495
E7	294370	4637755	72056	45236	92200	51681	4187	2026	2582	1809
F7	294344	4637757	63897	52283	55947	40400	2742	1886	1734	1737
A8	294488	4637791	66993	10377	-	-	2258	1419	-	-
B8	294459	4637792	65962	29608	-	-	3316	2401	-	-
C8	294434	4637796	72308	23807	-	-	3007	1289	-	-
D8	294404	4637782	76469	52000	134500	52400	3310	2811	3363	1677
E8	294369	4637793	30540	49131	92650	43000	2119	4082	2965	2365
F8	294341	4637793	69776	10595	89474	39950	4039	709	2147	1638
A9	294490	4637813	16281	7921	-	-	1241	1009	-	-
B9	294458	4637811	41416	28099	-	-	1773	2291	-	-
C9	294440	4637818	25861	9660	-	-	2068	1091	-	-
D9	294394	4637820	61852	49520	66500	55404	2715	1603	2062	3767
E9	294373	4637821	37016	14707	73400	40194	1646	1341	1835	2412
F9	294340	4637823	95134	31571	71895	42116	2980	2079	1869	1937

APPENDICE F

Campagne di misura del *soil* ²²⁰Rn per la realizzazione di mappe in valle della Caffarella

Punto di misura	UTM zona 33 T		²²⁰ Rn (Bq/m ³)				Errore ²²⁰ Rn (Bq/m ³)			
	Longitudine	Latitudine	Inverno 2009	Estate 2009	Inverno 2010	Estate 2010	Inverno 2009	Estate 2009	Inverno 2010	Estate 2010
A1	294481	4637575	657499	807237	506668	593737	52014	31799	26853	21968
B1	294454	4637580	743701	599100	587226	583200	43631	24668	20553	29743
C1	294424	4637582	746548	732544	837024	592833	50897	30239	46873	21342
D1	294391	4637594	452227	470269	5854*	554973*	20819	24360	9290*	27194*
E1	294363	4637567	141408	226216	-	-	11777	16373	-	-
F1	294332	4637585	289519	311351	-	-	14640	18947	-	-
A2	294484	4637607	729800	709759	781353	686908	50144	28959	26566	22668
B2	294452	4637606	1112935	525332	734411	788398	56058	28101	27173	28382
C2	294424	4637609	674888	663677	681229	783472	43125	32722	34743	38390
D2	294392	4637611	331624	352357	2082*	531653*	19371	20719	4774*	17545*
E2	294367	4637622	381904	392714	-	-	20188	19295	-	-
F2	294328	4637611	417118	399907	-	-	25622	24146	-	-
A3	294482	4637636	425974	462654	295884	377351	26060	25132	17457	16603
B3	294452	4637638	288552	461630	143296	180306	20450	19669	13327	15506
C3	294424	4637639	118357	245220	74494*	20132*	15698	14551	12962*	9140*
D3	294392	4637637	222999	243637	275831	296339	19554	14116	22894	16002
E3	294365	4637641	320929	371692	-	-	22689	15225	-	-
F3	294334	4637642	260955	609210	-	-	21640	22149	-	-
A4	294476	4637671	310503	236401	-	-	15782	11595	-	-
B4	294457	4637669	217907	394031	-	-	13780	20833	-	-
C4	294428	4637669	33019*	116638*	-	-	8185*	8636*	-	-
D4	294394	4637667	242688	291458	-	-	17943	18888	-	-
E4	294366	4637671	223235	261686	-	-	18222	17237	-	-
F4	294336	4637672	155292	292191	-	-	11931	20094	-	-
A5	294487	4637696	785587	525795	-	-	29789	39272	-	-
B5	294458	4637702	943256	897431	-	-	36099	30001	-	-
C5	294427	4637699	458489	329780	-	-	20224	21352	-	-
D5	294397	4637696	283969	249071	233373	295279	19632	16879	20537	20965
E5	294366	4637698	173494	131898	134502	374323	14841	5244	16409	14224
F5	294338	4637702	366859	171822	134411	527262	20975	12134	19490	26890
A6	294491	4637716	387400	228654	-	-	29402	16058	-	-
B6	294458	4637719	485815	367552	-	-	27869	16552	-	-
C6	294430	4637724	548060	323427	-	-	23403	28034	-	-
D6	294400	4637727	632544	412155	462886	450165	34021	20654	27773	17556
E6	294368	4637726	600335	336072	448039	372385	26918	21270	25538	33142
F6	294339	4637730	248723	278587	102594	559515	18615	28061	20108	30214
A7	294489	4637760	359535	425002	-	-	19040	20750	-	-
B7	294467	4637751	172318	254729	-	-	15703	17020	-	-
C7	294430	4637752	255078	321281	-	-	15492	20369	-	-
D7	294400	4637753	745697	658886	326604	768053	29376	27638	22536	25346
E7	294370	4637755	418315	337332	304927	375857	22288	23267	25919	17289
F7	294344	4637757	381126	332364	183752	353577	27526	19408	15068	23336
A8	294488	4637791	233349	188161	-	-	16468	10925	-	-
B8	294459	4637792	259742	282210	-	-	17669	16098	-	-
C8	294434	4637796	353559	407978	-	-	22577	18044	-	-
D8	294404	4637782	426287	463998	311461	645071	22747	17813	33638	24513
E8	294369	4637793	329852	319082	273159	572689	19434	18530	24038	28062
F8	294341	4637793	273966	209981	158911	314964	15845	13844	13825	15748
A9	294490	4637813	234811	182093	-	-	13310	15864	-	-
B9	294458	4637811	183930	391222	-	-	15684	22719	-	-
C9	294440	4637818	165612	165850	-	-	11455	14522	-	-
D9	294394	4637820	234715	208373	178147	295840	16207	17726	30641	15088
E9	294373	4637821	359311	211007	252375	414712	19246	14914	22209	18247
F9	294340	4637823	567743	388395	24092*	463471*	39321	47991	7950*	26881*

* valori esclusi dall'elaborazione cartografica

APPENDICE G

Misure di flusso superficiale di CO₂ e permeabilità intrinseca del suolo

Punto di misura	CO ₂ (g/m ² -d)	Inverno 2010		Estate 2010	
		k (m ²)	Classe k	k (m ²)	Classe k
A1	23.8	1.4E-11	alta	8.3E-12	alta
B1	23.5	8.7E-12	alta	6.7E-12	alta
C1	20.2	6.3E-12	alta	5.6E-12	alta
D1	23.9	5.2E-14	< soglia minima	6.2E-14	bassa
E1	22.3	-	-	-	-
F1	37.8	-	-	-	-
A2	16.9	6.2E-13	media	4.1E-13	media
B2	22.7	5.7E-13	media	2.0E-12	media
C2	19.3	1.9E-13	bassa	7.4E-12	alta
D2	24.5	5.2E-14	< soglia minima	7.8E-14	bassa
E2	45.5	-	-	-	-
F2	35.6	-	-	-	-
A3	16.8	5.2E-12	alta	1.8E-11	> soglia massima
B3	17.1	8.7E-13	media	1.5E-13	bassa
C3	13.3	4.8E-13	media	5.2E-14	< soglia minima
D3	37.9	1.4E-11	alta	1.8E-11	> soglia massima
E3	34.4	-	-	-	-
F3	11.8	-	-	-	-
A4	17.1	-	-	-	-
B4	22.4	-	-	-	-
C4	15.4	-	-	-	-
D4	23.7	-	-	-	-
E4	16.2	-	-	-	-
F4	16.7	-	-	-	-
A5	18.3	-	-	-	-
B5	25.1	-	-	-	-
C5	16.1	-	-	-	-
D5	22.1	4.5E-12	alta	1.8E-11	alta
E5	13.6	1.5E-13	bassa	4.1E-12	alta
F5	13.2	5.2E-14	< soglia minima	2.5E-12	media
A6	55.0	-	-	-	-
B6	20.3	-	-	-	-
C6	15.3	-	-	-	-
D6	16.8	1.5E-11	alta	1.8E-11	> soglia massima
E6	12.7	4.0E-12	media	6.3E-12	alta
F6	15.3	2.9E-13	bassa	1.9E-12	media
A7	26.7	-	-	-	-
B7	40.5	-	-	-	-
C7	13.4	-	-	-	-
D7	16.8	1.6E-12	media	1.8E-11	> soglia massima
E7	14.3	2.9E-12	media	1.8E-11	> soglia massima
F7	33.7	9.4E-12	alta	1.2E-11	alta
A8	42.8	-	-	-	-
B8	32.5	-	-	-	-
C8	21.7	-	-	-	-
D8	30.7	3.0E-13	bassa	2.3E-12	media
E8	21.7	1.9E-12	media	4.8E-12	alta
F8	25.3	8.7E-12	alta	1.3E-11	alta
A9	16.8	-	-	-	-
B9	42.3	-	-	-	-
C9	17.2	-	-	-	-
D9	34.3	4.1E-12	alta	1.8E-11	> soglia massima
E9	33.7	3.5E-12	media	2.8E-12	media
F9	31.2	5.2E-14	< soglia minima	9.0E-13	media

APPENDICE H

Misure di radioattività γ totale (cpm) del suolo superficiale

	V	W	X	Y	Z
1	10094	10281	10209	10287	11170
2	10258	10830	10906	10301	10684
3	9974	11024	10764	10166	10677
4	10156	10897	10800	10239	10674
5	9900	10865	10971	10735	10452
6	9857	10817	11279	9895	10152
7	9920	10849	10735	9504	9606
8	9808	10231	10072	9308	8738
9	10083	9859	9276	9163	8676
10	9681	9628	9582	9302	8405
11	9721	9499	9454	9048	8712
12	10038	9658	9421	9258	8680
13	10290	9859	9068	9485	8692
14	9725	8871	8611	9181	8996
15	9794	8921	8924	9430	9282
16	9610	9105	8817	9051	9401
17	9628	9134	8994	9118	9433
18	9764	9160	8975	9144	9389
19	9606	9295	9247	9391	9704
20	9859	9418	9585	9462	9607
21	9247	9455	9672	9290	9667
22	9249	9466	9485	9479	9848
23	9244	9101	9728	9605	9717
24	9576	9383	9180	9575	9653
25	9363	9303	9119	9292	9272
26	9727	9458	9087	9444	9104
27	9423	9482	9414	9498	9061
28	9405	9681	9373	9211	9256
29	9617	9511	9262	9176	9339
30	9769	9478	9603	9051	9017
31	9803	9525	9582	9519	9116
32	9559	9636	9514	9462	9412
33	9665	9454	9617	9558	9597
34	9814	9899	9619	9554	9902
35	9751	9797	9802	9848	9690
36	9711	9642	9806	10088	10040
37	9635	9729	9677	10133	9944
38	9878	9638	9920	10306	10337

APPENDICE I

Locali di misura del radon *indoor* e principali caratteristiche in termini di parametri di influenza della concentrazione del gas

Misura	UTM zona 33 T		Tipo di locale	Piano	Contatto con substrato	Substrato geologico	Tufo materiale da costruzione	Ricambio aria esterno	Note
	Longitudine	Latitudine							
DOS 1	294467	4638209	Caldaie	-1	si	VSN2	no	F	caldaie accese solo inverno
DOS 2	294467	4638209	Portineria	0	no	VSN2	no	F	ricambio aria costante tutto l'anno
DOS 3	294858	4637873	Sala Riunioni	-1	si	RED	no	R	locale non abitato
DOS 4	294858	4637873	Sala	0	no	RED	no	F	dosimetro in punto poco esposto
DOS 5	293666	4638380	Camera da letto	1	no	SKF	no	N	normali abitudini di vita
DOS 6	294527	4638358	Camera da letto	-1	si	VSN2	si	N	normali abitudini di vita
DOS 7	293837	4638382	Ufficio	1	no	RED	no	N	normali abitudini di vita
DOS 8	294229	4638354	Cantina	-1	si	RED	no	N	locale non abitato
DOS 9	294229	4638354	Sala	0	no	RED	no	N	normali abitudini di vita
DOS 10	294229	4638354	Camera da letto	1	no	RED	no	N	normali abitudini di vita
DOS 11	293506	4638447	Magazzino	-1	si	SKF	no	R	locale non abitato
DOS 12	294674	4638057	Magazzino	0	no	RED	no	N	locale non abitato
DOS 13	295250	4637861	Magazzino	-1	si	RED	si	R	locale non abitato - cavità sotterranea
DOS 14	294432	4638136	Magazzino	0	si	RED	si	N	locale non abitato
DOS 15	294274	4637991	Ingresso/Scale	0	si	RED	si	N	normali abitudini di vita
DOS 16	294275	4637607	Cantina	0	si	RED	si	R	locale non abitato
DOS 17	294275	4637607	Sala	1	no	RED	si	N	locale non abitato
DOS 18	293882	4637802	Sala Espositiva	0	no	a2	no	N	locale non abitato
DOS 19	293183	4637844	Caldaie	-1	si	a2	no	R	caldaie in disuso
DOS 20	293183	4637844	Sala	1	no	a2	no	R	normali abitudini di vita
DOS 21	293097	4637846	Sala	0	si	RED	no	F	dosimetro in punto poco esposto
DOS 22	294221	4637179	Magazzino	0	si	RED	no	N	locale non abitato
DOS 23	294507	4636956	Cripta	-1	si	VSN2	si	R	cripta scavata nel tufo
DOS 24	295048	4636533	Corridoio Uffici	0	no	a2	si	N	ricambio aria costante tutto l'anno
DOS 25	292719	4638177	Magazzino	-1	si	a2	si	R	locale non abitato

Piano (altezza rispetto al piano stradale): -1 = piano interrato o seminterrato, 0 = piano terra, 1 = primo piano

Ricambio di aria con l'esterno: R = raro, N = normale, F = frequente

a2: depositi alluvionali recenti. VSN2: membro delle "Pozzolanelle" dell'unità eruttiva di "Villa Senni". RED: unità delle "Pozzolane Rosse". SKF: successione di Sacrofano.

APPENDICE J

Monitoraggio del radon *indoor* : campagna estiva, campagna invernale, valori medi e variazione %

Misura	Campagna estiva (Bq/m ³)		Campagna invernale (Bq/m ³)		Valore medio (Bq/m ³)		Variazione stagionale % (Δind)*
	Concentrazione media	Errore	Concentrazione media	Errore	Concentrazione media	Dev. St.	
DOS 1	95	12	623	31	359	373	74
DOS 2	138	15	130	13	134	6	3
DOS 3	218	17	178	16	198	28	10
DOS 4	44	8	49	8	47	4	5
DOS 5	201	18	175	16	188	18	7
DOS 6	108	15	505	25	307	281	65
DOS 7	340	24	386	23	363	33	6
DOS 8	381	27	295	21	338	61	13
DOS 9	88	12	134	15	111	33	21
DOS 10	197	18	211	17	204	10	3
DOS 11	618	31	742	30	680	88	9
DOS 12	39	7	44	8	42	4	6
DOS 13	191	21	5411	108	2801	3691	93
DOS 14	192	19	201	16	197	6	2
DOS 15	322	23	735	29	529	292	39
DOS 16	941	38	397	24	669	385	41
DOS 17	269	22	238	19	254	22	6
DOS 18	149	15	112	13	131	26	14
DOS 19	986	39	240	19	613	528	61
DOS 20	114	14	310	22	212	139	46
DOS 21	165	20	208	17	187	30	12
DOS 22	1557	47	294	21	926	893	68
DOS 23	4415	88	823	41	2619	2540	69
DOS 24	231	23	234	19	233	2	1
DOS 25	461	28	412	25	437	35	6

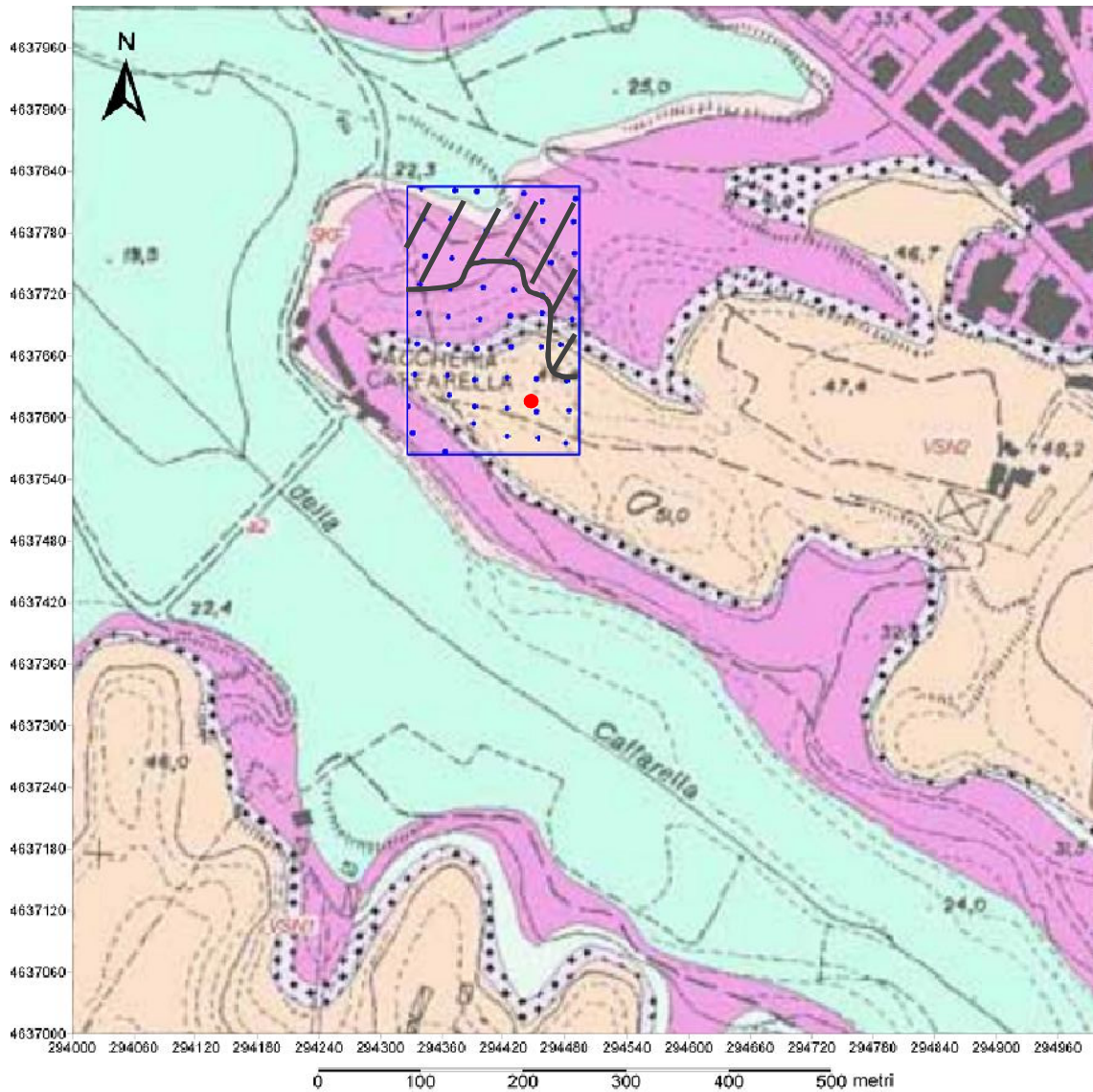
* Δind è calcolata in base all'equazione (20), pagina 157







APPENDICE K

Indici per la valutazione del fattore di pericolosità da radon, calcolati tramite i valori di *soil* ²²²Rn e permeabilità intrinseca del suolo

	Inverno 2010					Estate 2010					Valore medio 2010				
	²²² Rn (Bq/m ³)	k (m ²)	RP	RI	RAI (Bq/m ²)	²²² Rn (Bq/m ³)	k (m ²)	RP	RI	RAI (Bq/m ²)	²²² Rn (Bq/m ³)	k (m ²)	RP	RI	RAI (Bq/m ²)
Punti Sito 1															
A1	184211	1.4E-11	211	alto	0.68	77600	8.3E-12	71	alto	0.22	130905	1.1E-11	135	alto	0.43
B1	165789	8.7E-12	156	alto	0.49	73760	6.7E-12	62	alto	0.19	119775	7.7E-12	107	alto	0.33
C1	143000	6.3E-12	118	alto	0.36	53647	5.6E-12	42	alto	0.13	98324	5.9E-12	79	alto	0.24
D1	129500	5.2E-14	39	alto	0.03	52500	6.2E-14	16	medio	0.01	91000	5.7E-14	28	medio	0.02
A2	270000	6.2E-13	122	alto	0.21	78176	4.1E-13	32	medio	0.05	174088	5.1E-13	76	alto	0.12
B2	256316	5.7E-13	114	alto	0.19	115395	2.0E-12	67	alto	0.16	185855	1.3E-12	98	alto	0.21
C2	179000	1.9E-13	65	alto	0.08	65568	7.4E-12	57	alto	0.18	122284	3.8E-12	86	alto	0.24
D2	120000	5.2E-14	36	alto	0.03	55200	7.8E-14	17	medio	0.02	87600	6.5E-14	27	medio	0.02
A3	134737	5.2E-12	104	alto	0.31	14650	1.8E-11	18	medio	0.06	74693	1.2E-11	79	alto	0.25
B3	132895	8.7E-13	64	alto	0.12	7422	1.5E-13	2	basso	0.003	70158	5.1E-13	30	medio	0.05
C3	130000	4.8E-13	56	alto	0.09	26533	5.2E-14	8	basso	0.01	78267	2.6E-13	30	medio	0.04
D3	59050	1.4E-11	69	alto	0.22	37950	1.8E-11	50	alto	0.16	48500	1.6E-11	60	alto	0.19
Punti Sito 2															
D5	81200	4.5E-12	60	alto	0.17	49850	1.8E-11	66	alto	0.21	65525	1.1E-11	68	alto	0.22
E5	79050	1.5E-13	28	medio	0.03	56250	4.1E-12	40	alto	0.11	67650	2.2E-12	40	alto	0.10
F5	133158	5.2E-14	40	alto	0.03	34600	2.5E-12	21	medio	0.05	83879	1.3E-12	44	alto	0.09
D6	90250	1.5E-11	107	alto	0.34	47254	1.8E-11	62	alto	0.2005	68752	1.6E-11	86	alto	0.28
E6	153500	4.0E-12	109	alto	0.31	70795	6.3E-12	58	alto	0.18	112147	5.1E-12	86	alto	0.25
F6	108421	2.9E-13	42	alto	0.06	48800	1.9E-12	28	medio	0.07	78611	1.1E-12	40	alto	0.08
D7	174000	1.6E-12	96	alto	0.22	103956	1.8E-11	138	alto	0.44	138978	9.8E-12	137	alto	0.43
E7	92200	2.9E-12	60	alto	0.16	51681	1.8E-11	68	alto	0.22	71941	1.0E-11	72	alto	0.23
F7	55947	9.4E-12	54	alto	0.17	40400	1.2E-11	42	alto	0.14	48174	1.1E-11	48	alto	0.16
D8	134500	3.0E-13	53	alto	0.07	52400	2.3E-12	31	medio	0.08	93450	1.3E-12	49	alto	0.11
E8	92650	1.9E-12	53	alto	0.13	43000	4.8E-12	32	medio	0.09	67825	3.3E-12	45	alto	0.12
F8	89474	8.7E-12	83	alto	0.26	39950	1.3E-11	44	alto	0.14	64712	1.1E-11	66	alto	0.21
D9	66500	4.1E-12	47	alto	0.14	55404	1.8E-11	73	alto	0.24	60952	1.1E-11	63	alto	0.203
E9	73400	3.5E-12	50	alto	0.14	40194	2.8E-12	25	medio	0.07	56797	3.1E-12	37	alto	0.10
F9	71895	5.2E-14	22	medio	0.02	42116	9.0E-13	20	medio	0.04	57005	4.7E-13	24	medio	0.04

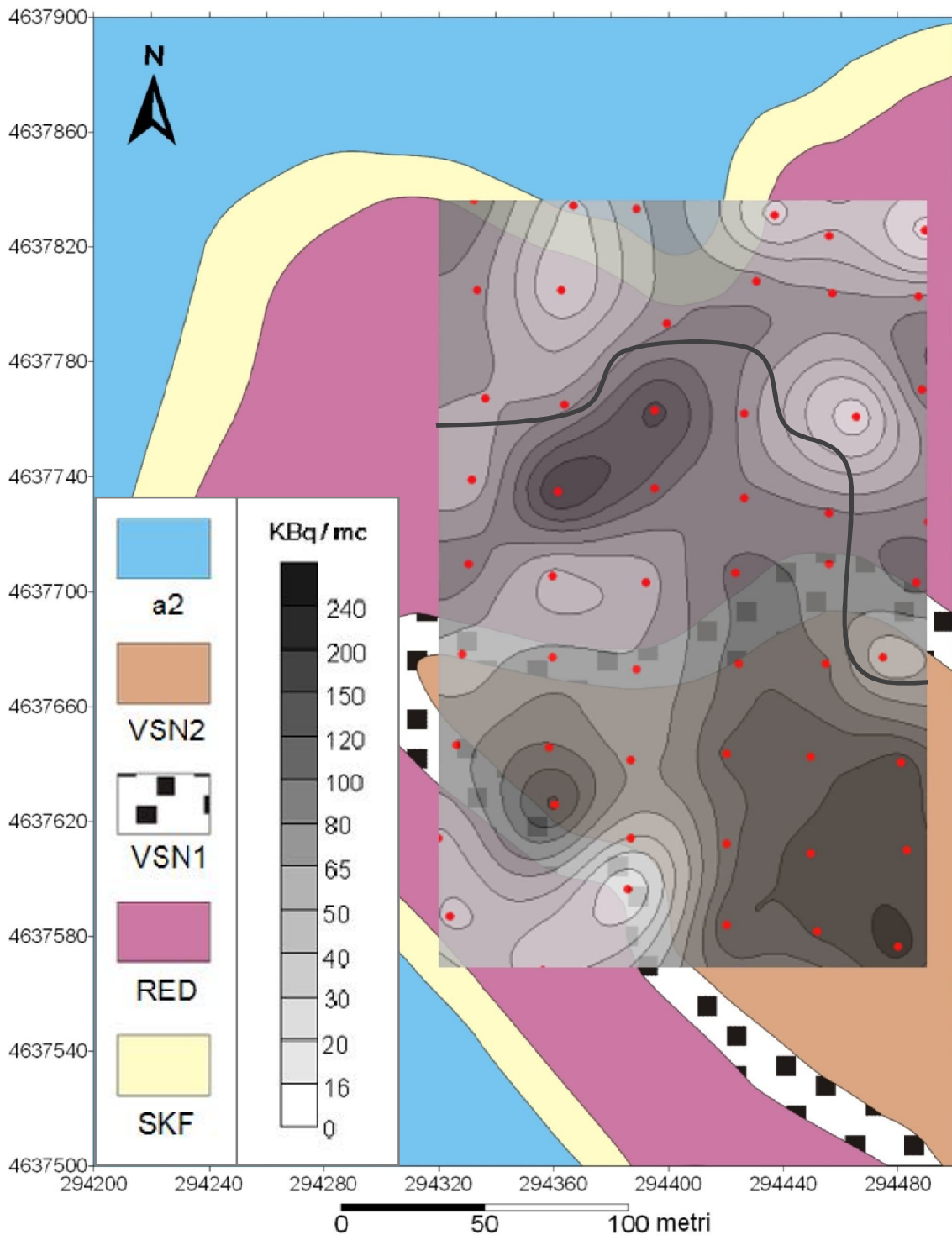
TAVOLA I



-  a2 Depositi alluvionali recenti
-  VSN2 Membro "Pozzolanelle" dell'unità eruttiva di "Villa Senni"
-  VSN1 Membro "Tufo Lionato" dell'unità eruttiva di "Villa Senni"
-  PNR Unità delle "Pozzolane Nere"
-  RED Unità delle "Pozzolane Rosse"
-  SKF Successione di Sacrofano

Area di indagine all'interno della valle della Caffarella (riquadro blu). I punti blu rappresentano i punti di misura del *soil radon*, il punto rosso la stazione fissa di riferimento (RPS3). Le linee grigie delimitano il settore interessato da terreni di riporto. Stralcio della Carta geologica del comune di Roma (Funicello & Giordano, 2005).

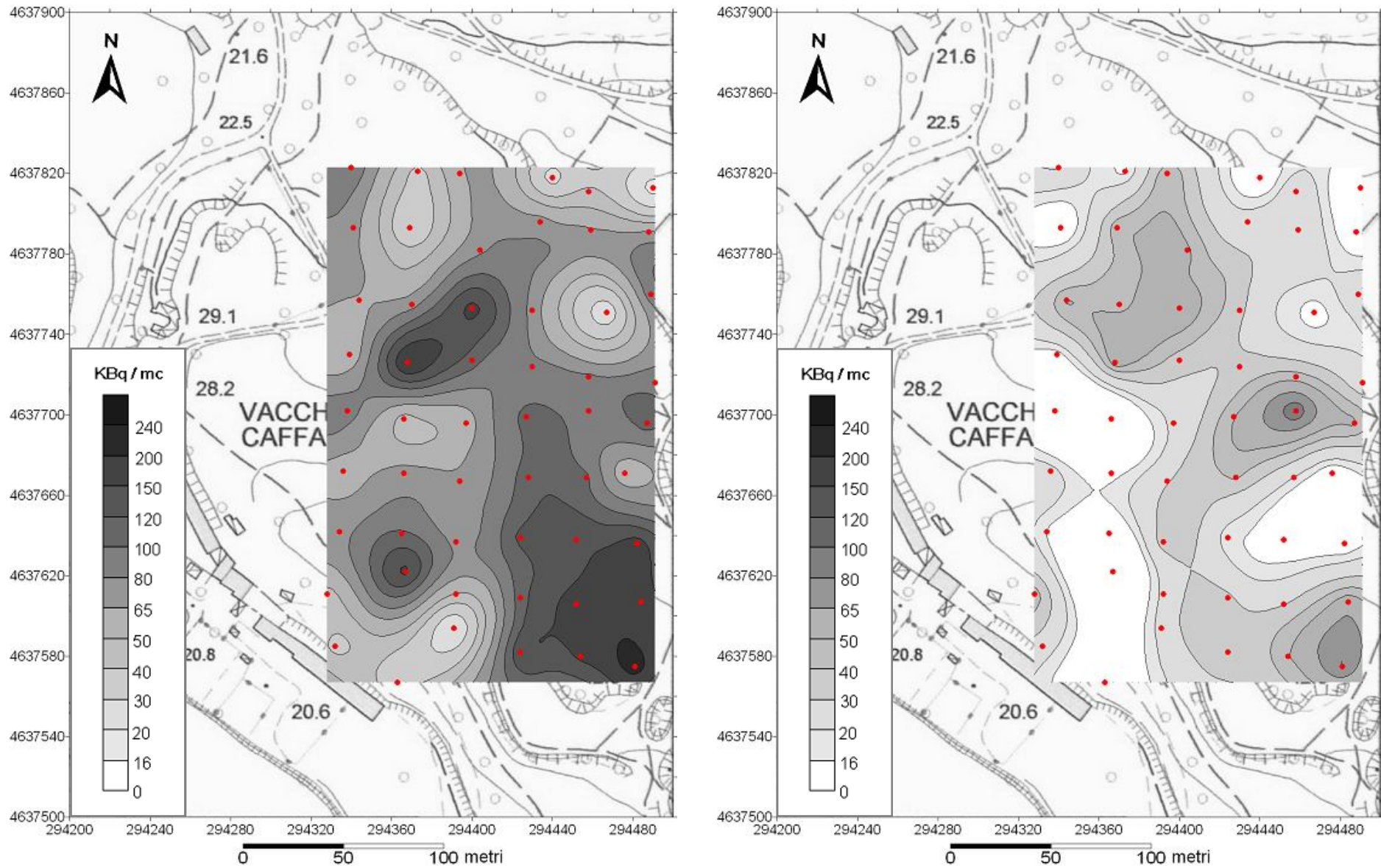
TAVOLA II



Mappa della concentrazione invernale (2009) di *soil* ^{222}Rn sovrapposta ad uno stralcio della Carta geologica del comune di Roma (Funicello & Giordano, 2005), ridisegnata con un programma di grafica al fine di avere un'immagine ben definita alla scala di rappresentazione. La linea grigia all'interno dell'area mappata delimita il settore (a N di essa) dove sono presenti terreni di riporto. In rosso i punti di misura del *soil radon*.

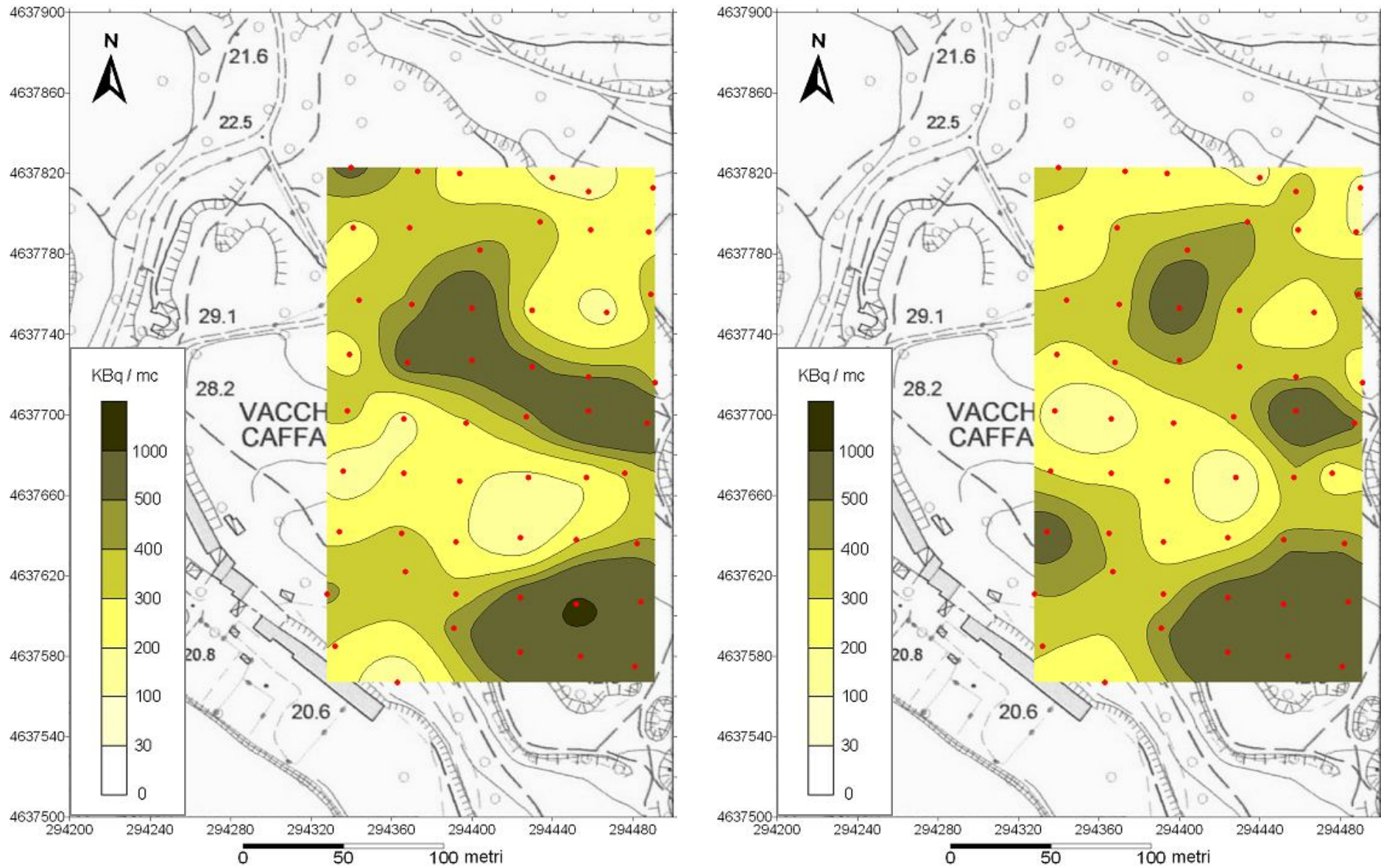
a2: depositi alluvionali recenti. VSEU: unità eruttiva di "Villa Senni". VSN2: membro delle "Pozzolanelle" di VSEU. VSN1: membro del "Tufo Lionato" di VSEU. RED: unità delle "Pozzolane Rosse". SKF: successione di Sacrofano.

TAVOLA III



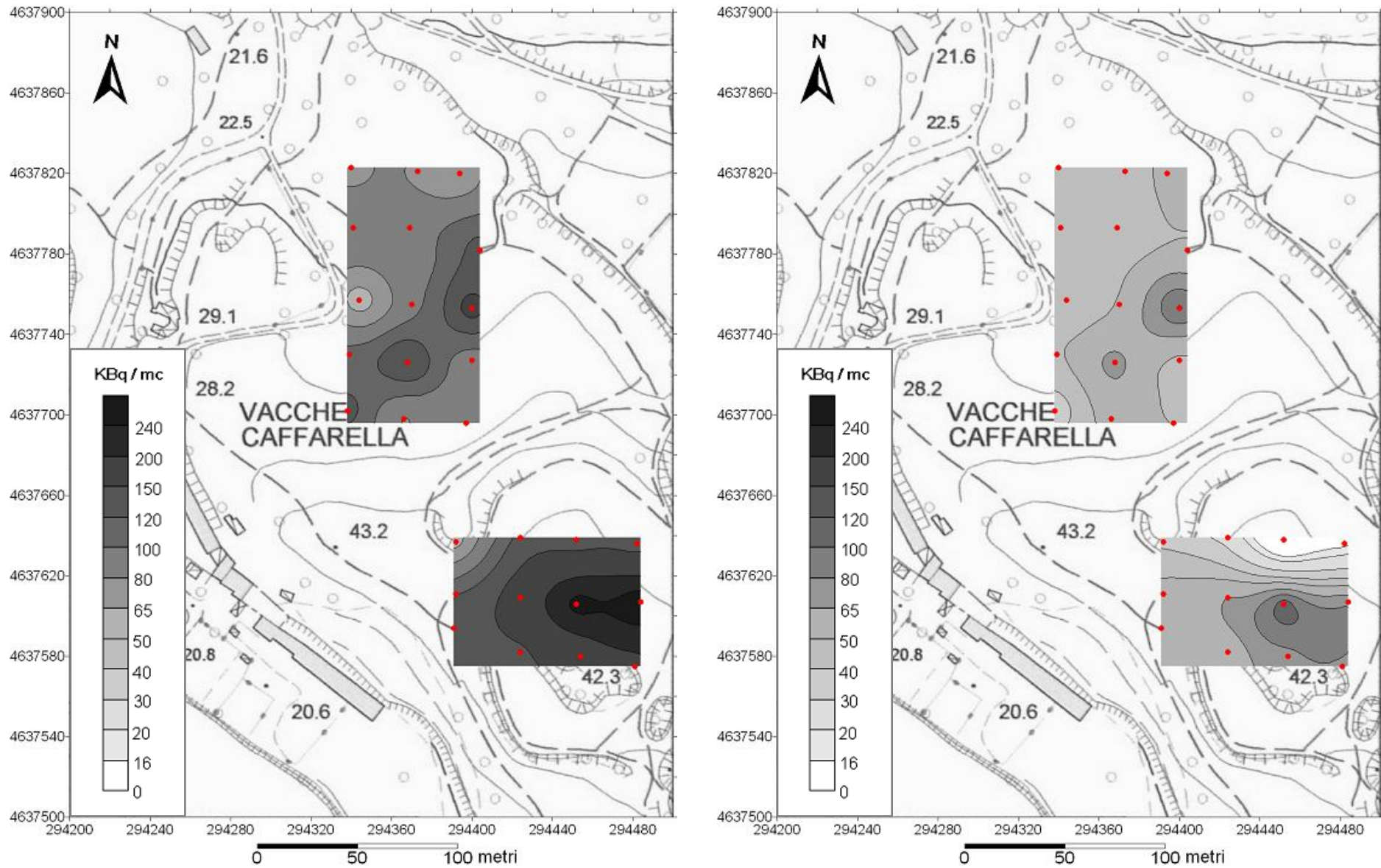
Mappe di $\text{soil } ^{222}\text{Rn}$ relative alla campagna invernale (immagine a sinistra) ed estiva (immagine a destra) del 2009 (in rosso i punti di misura)

TAVOLA IV



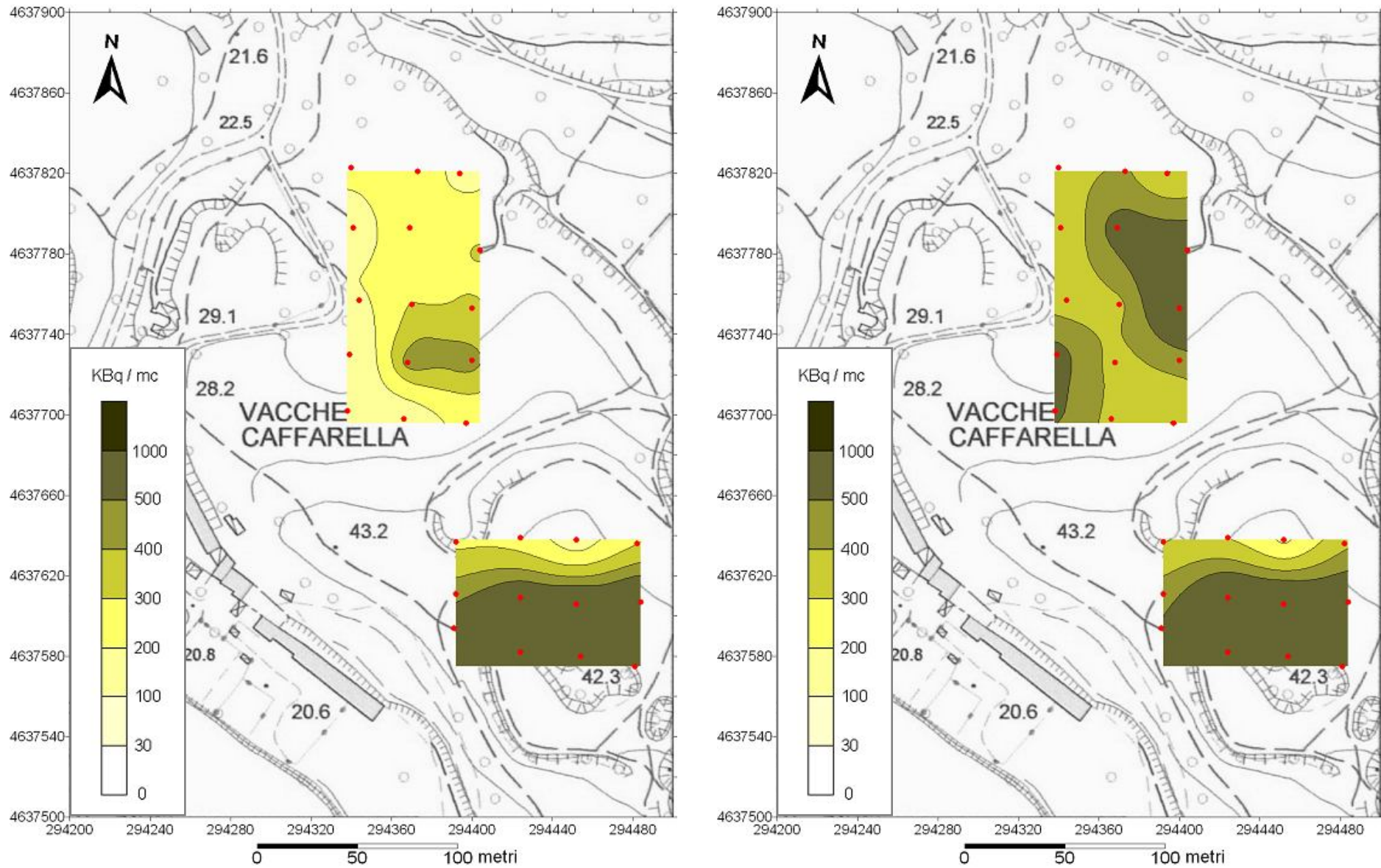
Mappe di *soil* ^{220}Rn relative alla campagna invernale (immagine a sinistra) ed estiva (immagine a destra) del 2009 (in rosso i punti di misura)

TAVOLA V



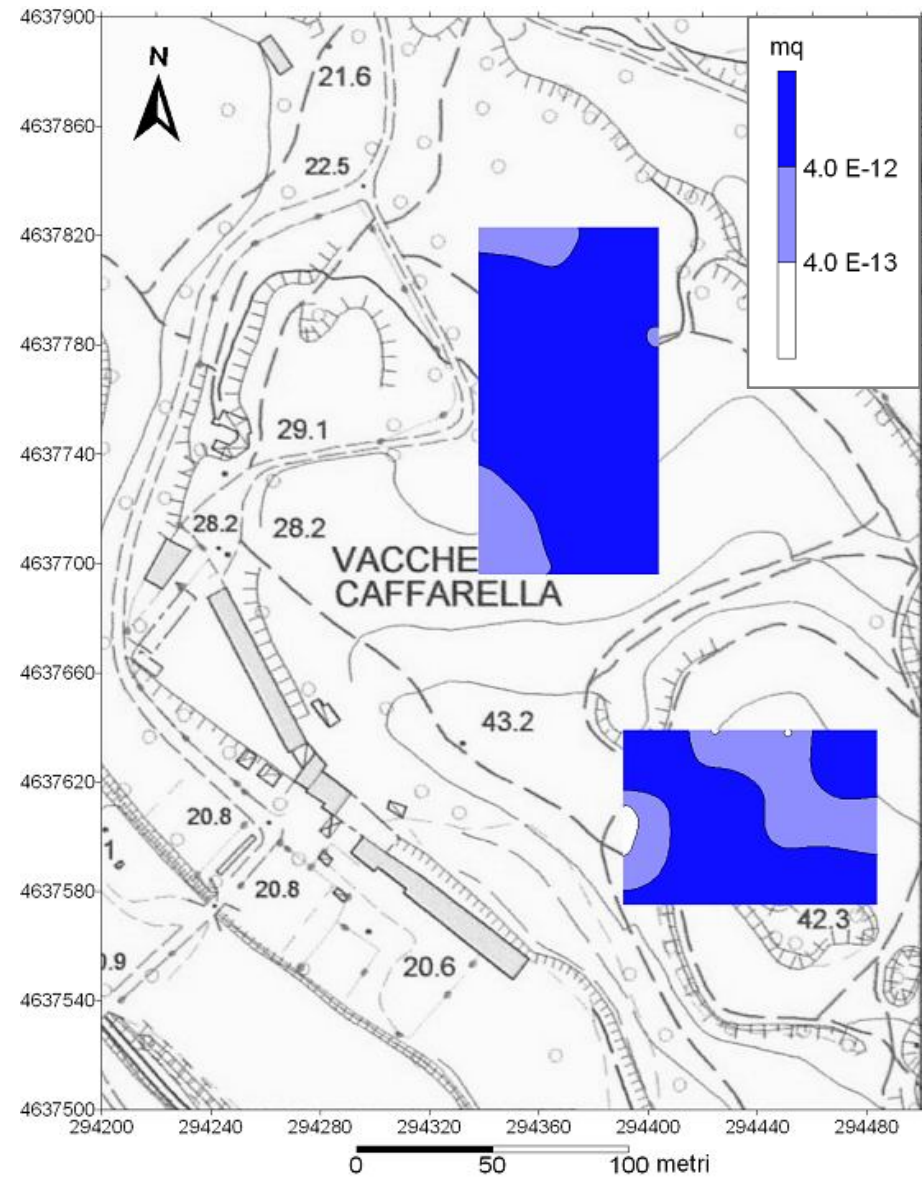
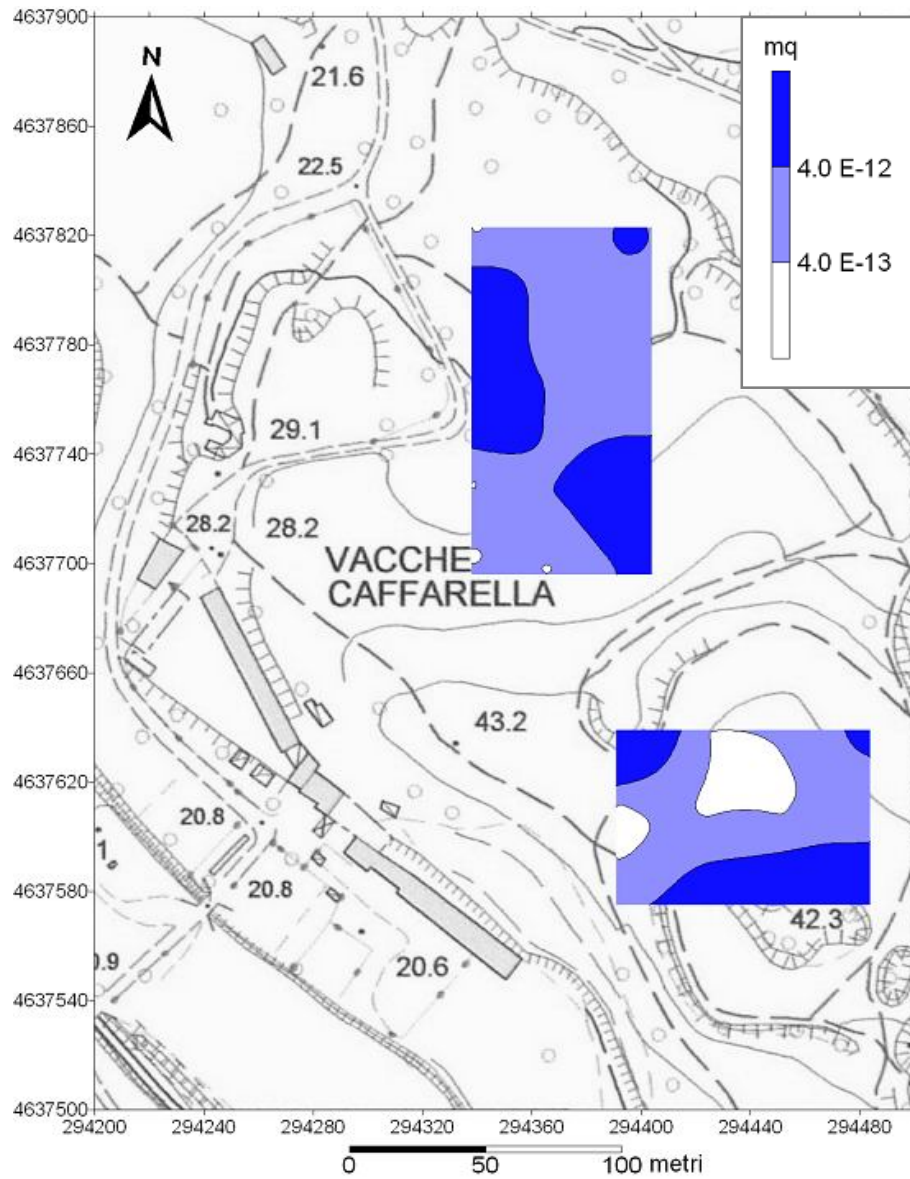
Mappe di *soil* ^{222}Rn relative alla campagna invernale (immagine a sinistra) ed estiva (immagine a destra) del 2010 (in rosso i punti di misura)

TAVOLA VI



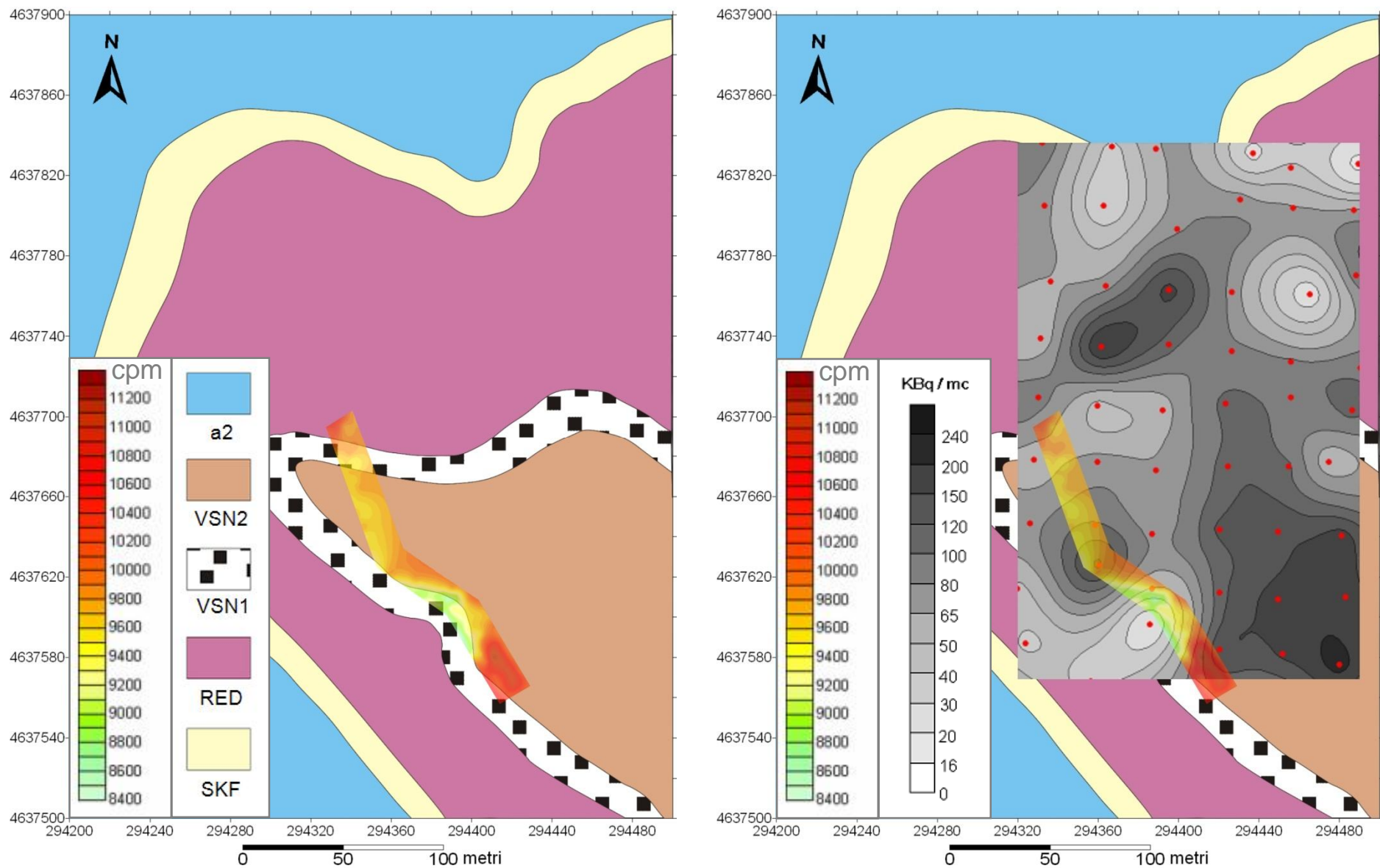
Mappe di *soil* ^{220}Rn relative alla campagna invernale (immagine a sinistra) ed estiva (immagine a destra) del 2010 (in rosso i punti di misura)

TAVOLA VII



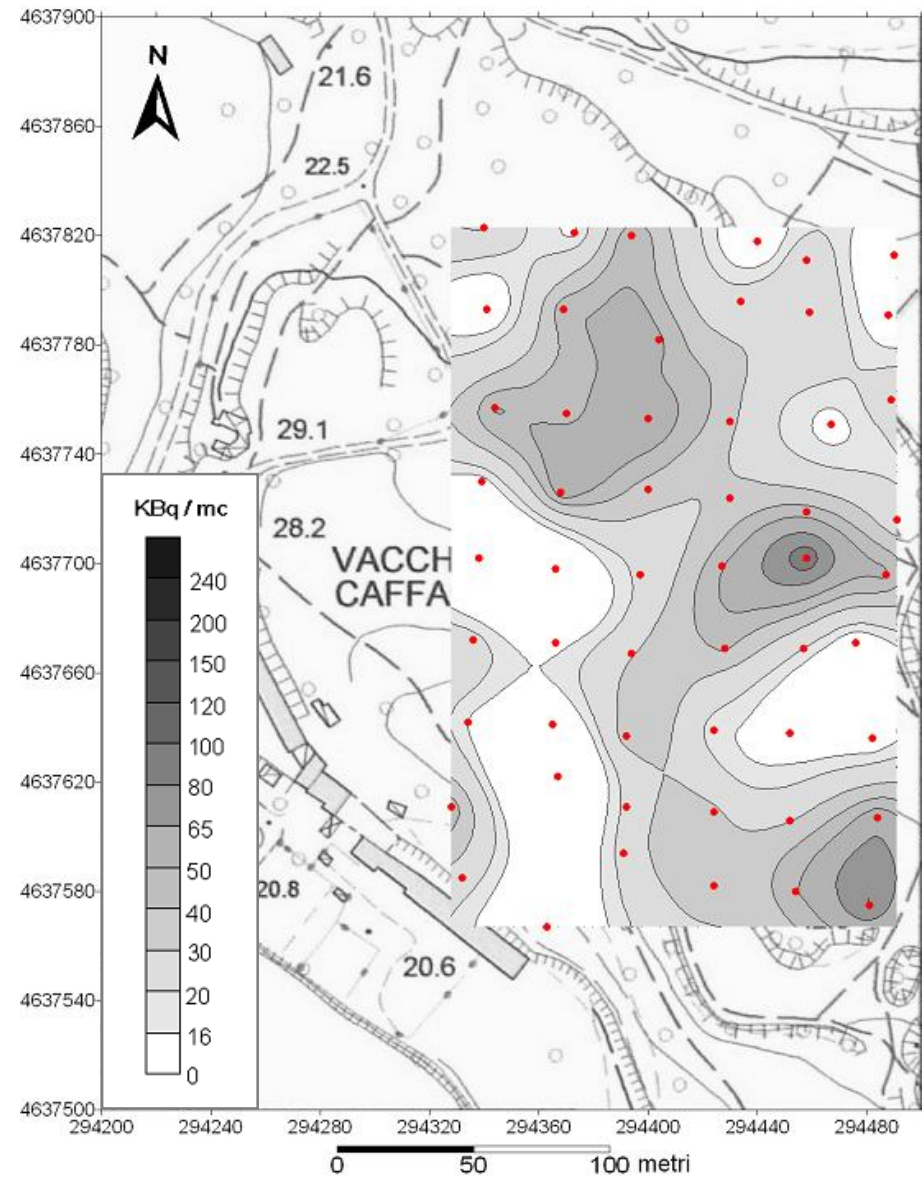
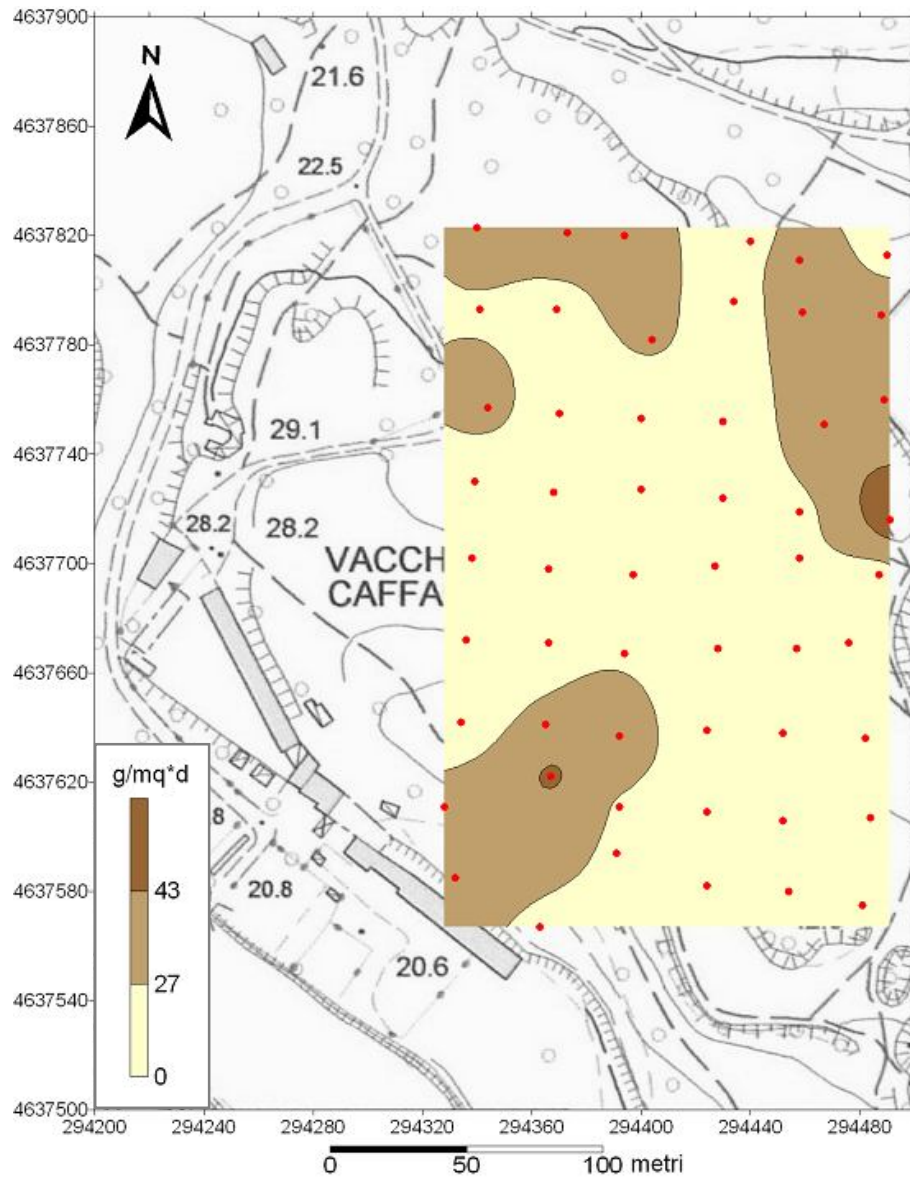
Mappe di permeabilità intrinseca del suolo (k) relative alla campagna invernale (immagine a sinistra) ed estiva (immagine a destra) del 2010

TAVOLA VIII



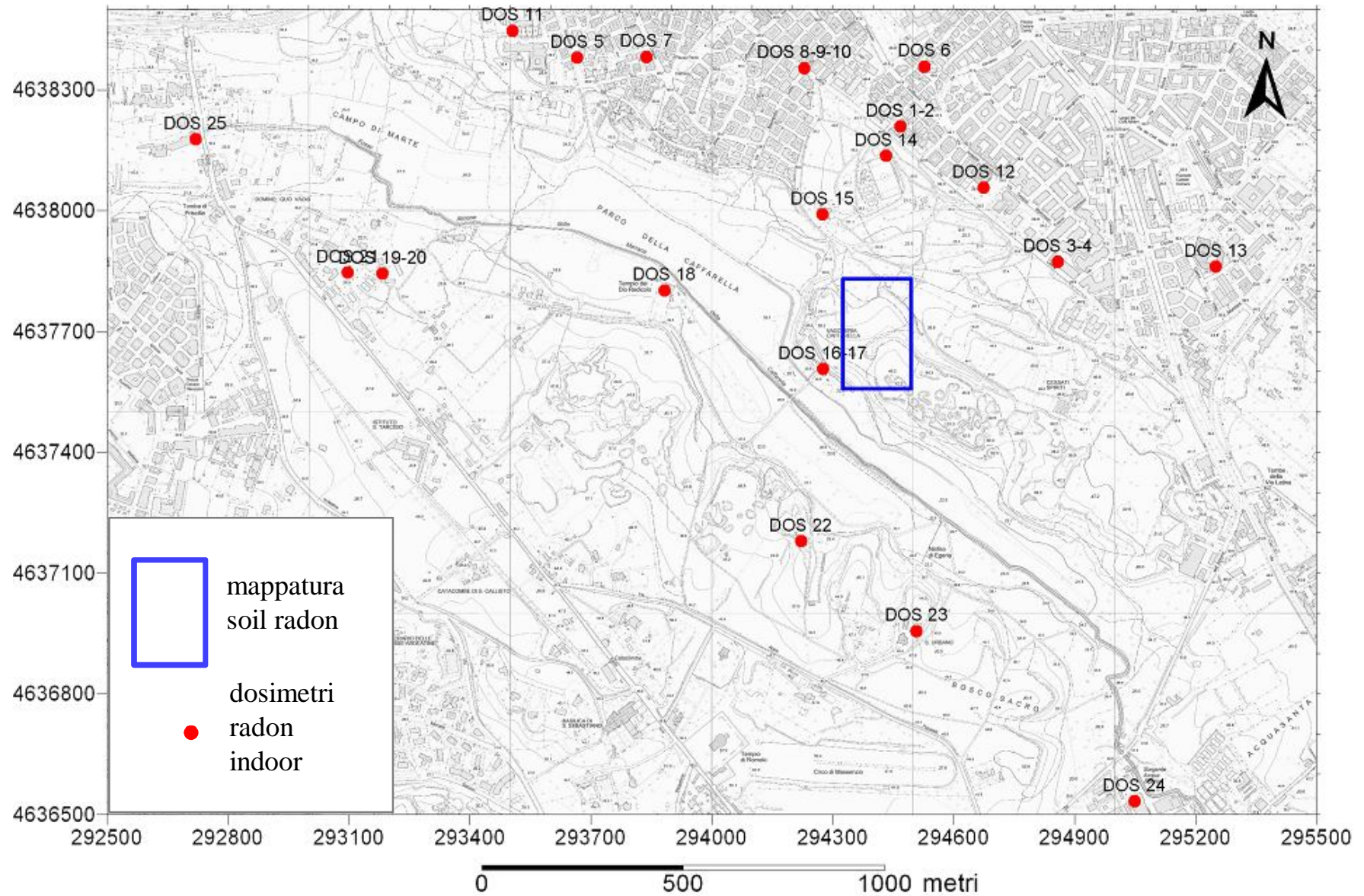
Mappa di radioattività γ totale, sovrapposta alla carta geologica (immagine a sinistra) e alla mappa di $\text{soil } ^{222}\text{Rn}$ dell'inverno 2009 (immagine a destra). L'attività γ è indicata in colpi per minuto (cpm)

TAVOLA IX



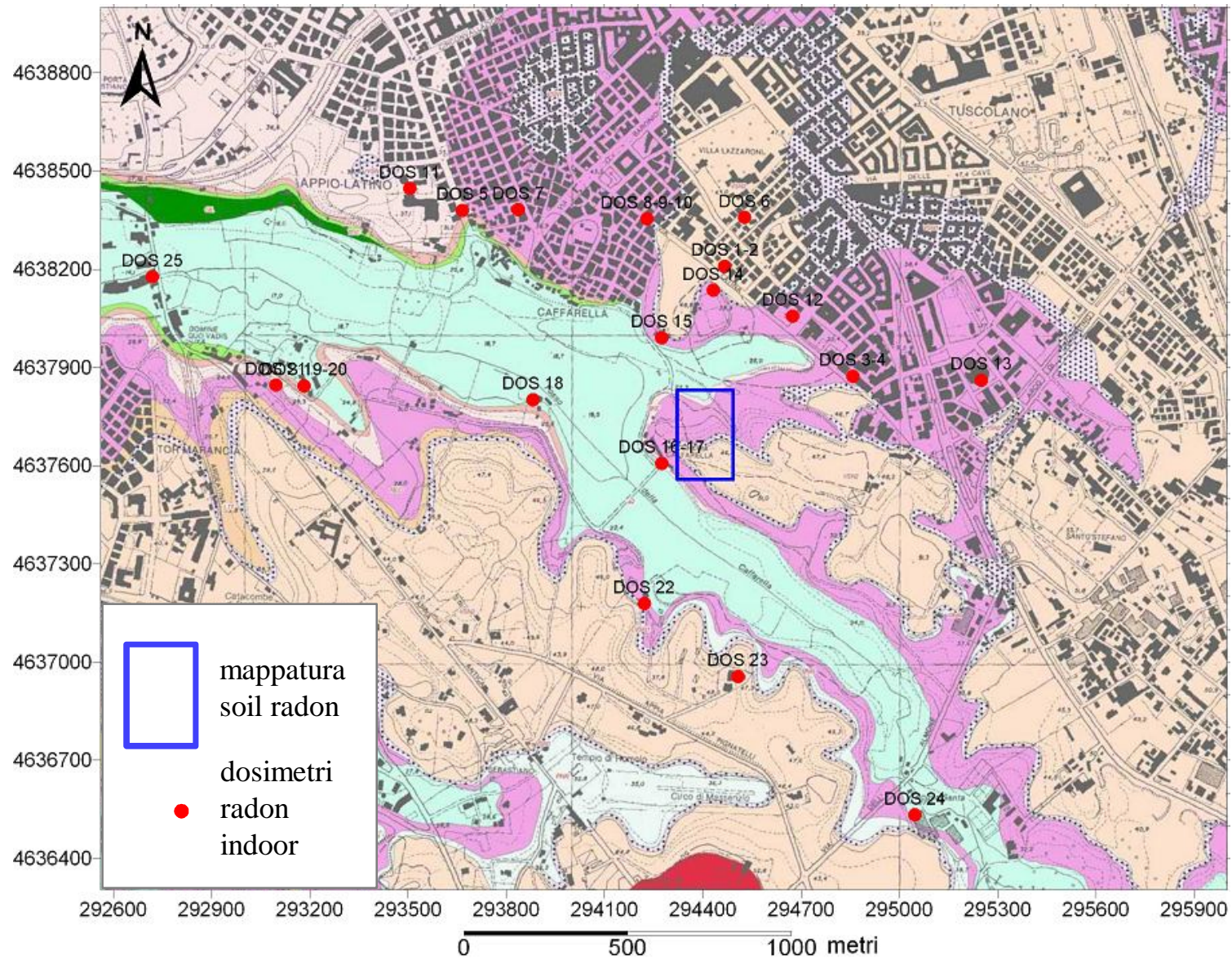
Mappa di flusso superficiale di CO₂ (immagine a sinistra) misurato nel luglio 2010; confronto con mappa (estate 2009) di soil ²²²Rn (immagine a destra)

TAVOLA X



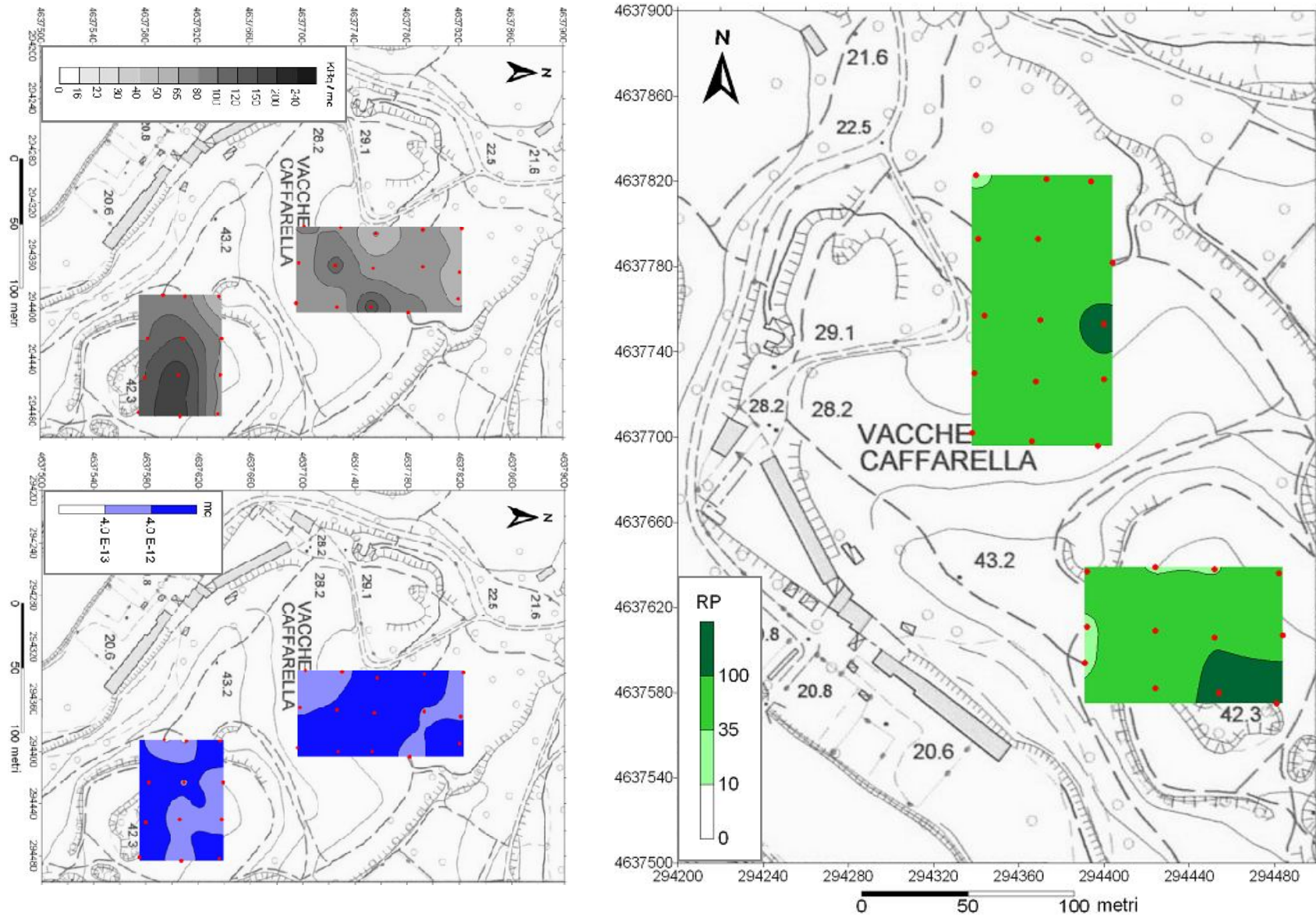
Stralcio della Carta Tecnica Regionale del Lazio (Foglio 374 Roma – Elemento 374113 – scala 1:5000) con ubicazione dei siti di misura del radon *indoor*

TAVOLA XI



Stralcio della Carta geologica del comune di Roma (Funciello & Giordano, 2005) con ubicazione dei siti di misura del radon *indoor* (per la legenda della carta e la descrizione delle litologie vedere paragrafo 4.4)

TAVOLA XII



Costruzione della mappa di *radon potential* (RP) a partire dalle mappe di *soil* ^{222}Rn e permeabilità intrinseca del suolo (k) espressi come valori medi del 2010 (in rosso i punti di misura)

Ringraziamenti

Innanzitutto desidero esprimere la mia gratitudine a coloro che hanno reso possibile questo lavoro di ricerca, partendo senza dubbio da Paola Tuccimei, che ne ha sapientemente e pazientemente seguito ogni passo e ogni sviluppo, non facendo mai mancare quella disponibilità e quell'entusiasmo contagioso che hanno rappresentato un punto di riferimento fondamentale in questi anni di lavoro. Un ringraziamento a Michele Soligo, sempre presente e disponibile, e grazie per il sostegno, non solo "geochimico" (merito non trascurabile di avermi salvato la vista minacciata da un antiquato schermo da pc) e per le piacevoli e rilassanti chiacchierate. Grazie a Maria Cristina Delitala, che ha fornito un contributo importante nell'integrare i miseri fondi di un dottorando (ma grazie anche per le belle chiacchierate e per quello spirito per cui provo una grande ammirazione). Estendo il ringraziamento all'intero gruppo geochimico-vulcano-mineralogico: Carlo Lucchetti, Gabriele De Simone, Massimo Ranaldi, Luca Tarchini, Fabio Bellatreccia, Francesco Radica, Silvio Mollo, Roberto Salzano. Ognuno di loro ha contribuito a creare un ambiente di lavoro sereno e cordiale, fornendo un indispensabile sostegno ogni volta ce ne sia stata la necessità.

Una gratitudine particolare voglio esprimere a tutti i ragazzi con i quali ho lavorato durante questi anni, la cui collaborazione è stata preziosa e la cui compagnia è stata sempre piacevole: Stefania, Filly, Daria, Valerio, Barbara, Chiara, Carolina, Antonio, Cinzia, Dario, Michele, Angela, Roberta, Manlio, Laura; la ricerca è bella e gratificante, ma nulla è prezioso come le sensazioni condivise, le risate, quel benessere che deriva dal contatto umano.

Fondamentale nel lavoro di campagna è stata la collaborazione dell'Ente Parco Regionale dell'Appia Antica, motivo per cui un ringraziamento va in primis alla direttrice Alma Rossi. Indispensabile è stato il supporto di tutto il gruppo dei guardiaparco; in particolare desidero ringraziare Giorgio Della Rosa, persona squisita e sempre disponibile, le simpaticissime Carla e Federica, l'efficiente e premuroso Paolo Antonelli. Un grazie a Marco Placidi di Sotterranei di Roma, per aver messo a disposizione il proprio materiale sulle cavità sotterranee.

Desidero esprimere la mia riconoscenza a Massimo Moroni, da sempre "maestro di radon", a Claudio Succhiarelli, anch'egli "radon ispiratore", a Ilaria Mazzini, gentilissima e di grande aiuto nel reperimento di locali per la misura del radon *indoor*, così come prezioso in questo è stato il contributo di Cristina Di Salvo e Sara Taviani. Ringrazio tutte le famiglie e le persone carinissime che hanno collaborato al monitoraggio *indoor*, mettendo a disposizione la propria casa, il proprio ufficio (o i locali della propria chiesa!): Gianfranco e Milena, i portieri Marco

e Vittorio, Patrizia l'artista, Caterina Amicucci, Franco Eramo, Daniele Verrazzani, Giorgio Quadrini, Cesare Cirilli, Francesco Pierdominici, Silvestro Evangelista, Stefano Gioia, Enrico Mari e la signora Fiorella, l'architetto Rea e l'ingegner Milonis, i signori Riccioni, Provenzani e Mecacci, don Mimmo, padre Loris, padre Giampaolo e don Attilio. Una citazione a parte è d'obbligo per il signor Giorgio Ceretti, che oltre a mettere a disposizione per le misure la sua abitazione, è stato di gradevole compagnia durante tante giornate in Caffarella, e fonte di ispirazione con suggerimenti e consigli.

Affetto e gratitudine va agli amici che mi hanno sostenuto durante il lavoro, chi moralmente, come Cinzia, Roberto, Christiane e Renato, chi anche materialmente, come Federico con i suoi consigli e le sue abilità di computer grafica, e Giorgino, fantastico termoregolatore del RAD7 durante le afose giornate estive in Caffarella, e ancora a Perla, Gianluca, Agnese, Tatiana, Alessia, Luigi. Grazie a Fabiola che mi ha sostenuto e incoraggiato nell'intraprendere l'importante esperienza del dottorato, come in tante altre cose. Un ringraziamento speciale va a Viviana, la prima e più grande supporter del lavoro di stesura della "geotesi", il cui continuo incitamento è stato assolutamente impareggiabile.

Ancora una volta non sono sufficienti le parole per esprimere la mia gratitudine ad Elia e Fabrizio: in ogni mio viaggio c'è il vostro sostegno incondizionato. Desidero concludere ringraziando una delle persone più straordinarie che io conosca, mio fratello Flavio, la cui presenza mi sostiene e mi infonde un grande senso di serenità.

Ah dimenticavo...Kyra ti adoro!

Mauro

