

# POLITECNICO DI TORINO



## TAV IN VALLE DI SUSA. PROBLEMI DI RADIOPROTEZIONE E IMPATTO AMBIENTALE PER LA PRESENZA DI URANIO E RADON

## SECONDA RELAZIONE: MODELLI DI ESPOSIZIONE AL RADON

**MASSIMO ZUCCHETTI\*, LUCIA BONAVIGO\*\***

\* Professore di I fascia di Impianti Nucleari, Dottore in Ingegneria Nucleare, Docente del Politecnico di Torino

\*\* Laureata in Ingegneria Energetica presso la I Facoltà del Politecnico di Torino

Politecnico di Torino  
Corso Duca degli Abruzzi 24, 10129 Torino.  
email: [massimo.zucchetti@polito.it](mailto:massimo.zucchetti@polito.it)

**GIUGNO 2005**



## PREMESSA

*Questo lavoro costituisce la Seconda Relazione consegnata alla Comunità Montana Bassa Val Susa e Val Cenischia, nell'ambito della Consulenza sui problemi di radioprotezione e impatto ambientale relativi alla realizzazione fra Torino e Lione della nuova Linea Ferroviaria ad Alta Velocità, ed in particolare del passaggio del TAV (Traforo ad Alta Velocità) in Valle di Susa.*

*Più in dettaglio, questo lavoro si occupa dei problemi connessi con il passaggio del Traforo in formazioni geologiche con presenza di minerale d'uranio: prosegue il lavoro della Relazione Introduttiva (Settembre 2004) e applica un codice di calcolo per la determinazione delle dosi da radiazione in seguito alla presenza di Radon nella progettata galleria.*

*La presente Relazione è tratta dal lavoro di Tesi di Laurea in Ingegneria Energetica di una degli autori (Dott. Ing. Lucia Bonavigo). Il lavoro – visto l'argomento trattato – deve necessariamente addentrarsi in questioni tecniche di carattere molto specialistico e che suonano sicuramente ostiche ai non iniziati. Tuttavia, sono volutamente riportate anche queste parti, necessarie per arrivare alle conclusioni; ciò anche per dimostrare – casomai ve ne fosse il bisogno – la fondatezza delle tesi sostenute e il non trascurabile fatto che anche in assenza di grandi mezzi finanziari – sed cum grano salis – si può giungere ai risultati scientifici necessari allo scopo.*

*Si rimanda all'Introduzione ed alle Conclusioni per un primo esame della procedura seguita e dei risultati ottenuti. Questi ultimi vengono riportati qui in sintesi estrema.*

- *I risultati cui si giunge sono d'interesse perché danno un'indicazione dell'ordine di grandezza delle dosi ricevute dal gruppo critico, che risulta essere costituito dai lavoratori addetti allo scavo del tunnel.*
- *Il problema del rischio da radon è sottolineato dalla normativa vigente; anche in presenza di piccole concentrazioni di precursori del gas (cioè di uranio), negli ambienti sotterranei si possono avere dosi non trascurabili: infatti, i livelli di azione posti dal D.Lgs. 241/2000 sono stringenti, e anche in ambienti nei quali non si abbia presenza diretta di minerali di uranio, essi possono risultare difficili da rispettare. In presenza di quantità piccole di minerale di Uranio, il problema relativo alla presenza del gas viene accentuato. Particolare attenzione va posta nei confronti della possibile dose cui incorrono i lavoratori: va garantito il rispetto dei limiti d'azione che sono posti a:*
  - *500 Bq/m<sup>3</sup> (concentrazione di Radon in aria del tunnel)*
  - *3 mSv/y (dose da radiazione per i lavoratori addetti)*

- *Si è cercato di evitare l'utilizzo di dati non confermati o apparentemente esagerati, sia sulle concentrazioni dell'elemento che sugli effetti del radon sulla salute, attenendosi invece prudentemente – per le prime - a misurazioni di concentrazione effettuate da parti terze in tempi non sospetti, come ad esempio quelle AEM per la galleria di Venaus.*
- *I risultati ottenuti smentiscono i timori più gravi, evidenziando come vi siano mezzi a disposizione per ridurre il rischio da radon negli scenari considerati: basta ovviamente esserne consapevoli e porli in essere affrontandone il costo.*
- *D'altra parte, gli stessi risultati mettono in evidenza come il rischio da esposizione da radon nell'ambiente sotterraneo considerato non sia trascurabile: abbiamo a che fare con una pratica di rilevanza radioprotezionistica, secondo la Legge vigente.*
- *Vi sono in sostanza situazioni probabili nelle quali la presenza di Radon nel tunnel può superare le concentrazioni stabilite dalla Legge come livello di azione, o, in altre parole, nelle quali l'esposizione dei lavoratori possa risultare superiore al livello di azione.*
- *Ad esempio: concentrazioni molto basse di Uranio (pari a circa 26 Bq/kg, tali da far definire la roccia in questione di trascurabile radioattività) provocano concentrazioni di Radon nel tunnel tali che – per non superare il limite di dose per la popolazione o lavoratori non esposti stabilito dalla Legge – sarebbe necessario ricambiare almeno ogni ora circa l'intero contenuto di aria del tunnel.*
- *E' appena il caso di evidenziare come queste evenienze (lavoratori soggetti a rischio da radiazioni ionizzanti, e quindi da classificare come professionalmente esposti), o anche i mezzi atti ad evitarle (bonifica della galleria con ricambi forzati di aria, limitazione della permanenza, etc.) provocherebbero difficoltà nella gestione del rischio connesso e una grande lievitazione dei costi di gestione dell'opera.*
- *In mancanza di dati precisi ed affidabili di partenza, ed in presenza di una legislazione in materia giustamente restrittiva, si raccomanda in conclusione la massima cautela ed approfondimento, che può partire dall'affinamento del modello qui proposto, il quale non tiene conto di un fattore che potrebbe risultare importante, cioè il trasporto del Radon attraverso le acque sotterranee.*
- *Queste valutazioni – come è pratica normale degli Studi di Impatto Ambientale - vanno effettuate prima di intraprendere qualunque azione di scavo, oltretutto in quanto si è evidenziato come proprio i lavoratori addetti all'opera siano la categoria più esposta al rischio.*

# INDICE

<b>INTRODUZIONE</b>	<b>1</b>
<b>Capitolo 1: URANIO E RADON IN VAL DI SUSA</b>	<b>8</b>
• 1.1 Caratteristiche del radon	8
• 1.2 Situazione in Val di Susa	14
• 1.3 Obiettivo del calcolo	17
<b>Capitolo 2: ASPETTI LEGISLATIVI</b>	<b>20</b>
• 2.1 Generalità	20
• 2.2 D. Lgs. 230/95 e 241/2000	23
<b>Capitolo 3: IL CODICE RESRAD</b>	<b>32</b>
• 3.1 Generalità	32
• 3.2 Termine di sorgente	33
• 3.3 Vie di esposizione	34
• 3.4 Irraggiamento esterno	36
• 3.5 Irraggiamento interno	37
• 3.6 <i>Dose conversion factors</i>	38
• 3.7 ingestione e inalazione	39
• 3.8 Scenari d'esposizione	40
• 3.9 <i>Resident farmer</i> scenario	41
• 3.10 Altri scenari d'esposizione	42
• 3.11 <i>Soil guidelines</i>	44
• 3.12 <i>Radon Pathway model</i>	51
• 3.13 Concentrazione di radon <i>outdoor</i>	54
• 3.14 Concentrazione di radon <i>indoor</i>	54
• 3.15 Decadimento e crescita di radon e della sua progenie	56
• 3.16 Dosimetria	57

<b>Capitolo 4:APPLICAZIONE DEL CODICE</b>	<b>60</b>
• 4.1 Concentrazioni nel terreno	60
• 4.2 Caratterizzazione dell'area contaminata	61
• 4.3 Esposizione	66
• 4.4 <i>Radon pathway</i>	68
• 4.5 Coefficienti di conversione a dose	69
<b>Capitolo 5:CALCOLI PARAMETRICI</b>	<b>72</b>
• 5.1 Concentrazione di Uranio	72
• 5.2 Spessore delle fondamenta	73
• 5.3 <i>Air exchange</i>	77
• 5.4 <i>Tempo di permanenza</i>	82
• 5.5 <i>Caso di riferimento</i>	82
<b>CONCLUSIONI</b>	<b>85</b>
<b>RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI</b>	<b>89</b>
<b>APPENDICE</b>	<b>90</b>

## INTRODUZIONE

Il presente lavoro riguarda alcuni problemi di radioprotezione relativi alla realizzazione fra Torino e Lione della nuova Linea Ferroviaria ad Alta Velocità, ed in particolare del passaggio del TAV (Traforo ad Alta Velocità) in formazioni geologiche con presenza di minerale d'uranio, in Valle di Susa. Qui, la ricerca di giacimenti minerari uraniferi iniziò già alla fine degli anni Cinquanta (1959<sup>1</sup>). Gli studi più recenti sono quelli svolti dall'ARPA di Ivrea (Agenzia Regionale Protezione Ambiente), effettuati su tutti i siti a rischio della Val di Susa e nei vari cantieri dell'AEM, nel 1997. Le misurazioni effettuate hanno riscontrato una concentrazione di attività nelle rocce che – sebbene assai contenuta – può essere comunque rilevante ai fini radioprotezionistici, e più elevata della concentrazione di attività in molte rocce non uranifere. La possibile presenza di elevati livelli di radioattività ambientale ha causato preoccupazione da parte degli abitanti della zona.

Come noto infatti, le radiazioni ionizzanti emesse dall'uranio e dagli elementi appartenenti alla sua catena di decadimento compongono parte del fondo naturale di radioattività ambientale, alla quale ognuno è costantemente esposto. In essa si distinguono una componente di origine terrestre, presente nelle matrici inorganiche della crosta del pianeta, ed una di origine cosmica, costituita dai raggi provenienti dallo spazio. Vi sono poi, in quantità piccole, radioisotopi detti cosmogenici, prodotti cioè dalle interazioni dei raggi cosmici nell'atmosfera.

A riguardo del primo contributo, va detto che la concentrazione di radionuclidi naturali nel terreno e nelle rocce varia fortemente da luogo a luogo, in dipendenza della formazione geologica delle diverse aree. Similmente al suolo, anche le acque contengono e trasportano una certa quantità di radioattività, dovuta a piogge, ad acque di drenaggio, alla radioattività artificiale (o antropica) dispersa nell'ambiente. Un esempio è il caso delle acque calde sulfuree termali, la

---

<sup>1</sup> Studi svolti dal Politecnico di Torino nel 1960-61 dall'Istituto di Giacimenti Minerari evidenziavano già la presenza in queste zone di minerale d'Uranio (si vedano i Riferimenti Bibliografici).

cui radioattività fa ricadere anche questo tipo di impianti nella normativa di settore radioprotezionistico.<sup>2</sup> Da ultimo, va ricordato che anche attraverso la catena alimentare piccole quantità di sostanze radioattive possono entrare nel corpo umano. I radioisotopi naturali di origine terrestre sono perciò presenti in diverso grado in tutte le matrici ambientali, quest'ultimo compreso. Il fondo di radioattività naturale provoca esposizione sia interna che esterna. L'esposizione esterna è principalmente dovuta ai contributi di radiazione cosmica (dipendente dall'altitudine) e radiazione terrestre (materiali radioattivi naturali presenti nel terreno della serie dell'Uranio 238 e del Th-232 e il K-40). L'equivalente di dose medio annuo per irraggiamento esterno per l'Italia presenta valore medio di 1 mSv/anno. L'esposizione interna è dovuta invece all'inalazione ed all'ingestione dei radioisotopi. L'irraggiamento interno è dato dal K-40 (con circa 0.2 mSv/anno), dai radioisotopi della famiglia dell'Uranio e del Torio negli alimenti e, predominante, dall'inalazione dei discendenti a vita breve del Rn-222.

Il Radon e i suoi figli - generati dalla serie dell'Uranio 238 - sono responsabili per circa 1.2 mSv/anno di fondo naturale, ed in particolare per circa il 76% dell'irraggiamento interno e per circa il 50% di quello totale, che risulta essere di circa 2.4 mSv/anno<sup>3</sup>. I gas radioattivi liberati durante il decadimento delle famiglie dell'Uranio, dell'Attinio e del Torio (Radon – 219, Radon – 220, Radon – 222) vengono per l'appunto introdotti nell'organismo principalmente per inalazione. Il decadimento dell' <sup>238</sup>U è responsabile della produzione, tramite il passaggio da alcuni prodotti intermedi di cui l'ultimo è il radio, che decade  $\alpha$ , dell'isotopo <sup>222</sup>Rn; l'<sup>235</sup>U dà origine a <sup>220</sup>Rn e <sup>232</sup>Th dà origine a <sup>219</sup>Rn. Il maggior contributo della dose alla popolazione è dato dal <sup>222</sup>Rn avendo gli altri isotopi un bassissimo tempo di dimezzamento. Il Radon produce a sua volta isotopi metallici radioattivi, di cui i più importanti sono: <sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Pb, <sup>214</sup>Bi, Po<sup>214</sup>, Bi<sup>210</sup>, Po<sup>210</sup>, la cui reattività chimica li porta a legarsi con il pulviscolo atmosferico che, una volta inalato dall'uomo, si fissa alle mucose polmonari. I delicati tessuti si trovano allora in immediato contatto con gli isotopi radioattivi emettitori di particelle  $\alpha$ , il cui irradiamento risulta pericoloso. Essi perciò, depositati sulle superfici dell'apparato respiratorio, particolarmente nell'area tracheobronchiale, causano assorbimento di radiazioni.

Di differente natura è invece la radioattività artificiale, dovuta all'utilizzo dell'energia nucleare, ed alle applicazioni della radioattività in svariati campi, come quello medico, energetico, industriale, di ricerca scientifica e tecnologica: si citano ad esempio i trattamenti su materie plastiche e su derrate alimentari. Da questi utilizzi deriva una certa quantità di materiale

<sup>2</sup> Cfr. le ultime disposizioni legislative, contenute nel DL 241/2000 (si veda più avanti).

<sup>3</sup> C. Polvani, *Elementi di radioprotezione*, ENEA, Roma, 1987.

radioattivo disperso nell'ambiente, non solo in fase incidentale, ma causato anche dalla normale operatività. Comunque, il contributo artificiale più alto all'esposizione media individuale è dato dalle pratiche medico – diagnostiche. La dose ad esse attribuibile varia molto a seconda del tipo di esame e dall'istituto in cui esso è condotto. In Italia, si stima che la dose media annuale pro capite da radiologia diagnostica con raggi X sia di circa 0.8 mSv al midollo osseo emopoietico e di circa 0.5 mSv alle gonadi<sup>4</sup>.

L'esposizione alle radiazioni ionizzanti è fonte di rischio per gli esseri viventi. Esso è proporzionale alla dose assorbita, ma è anche strettamente legato al tipo di radiazione incidente e alla radiosensibilità dei vari organi e tessuti irradiati. La pericolosità della radiazione, intesa come potenzialità di indurre un danno ai tessuti biologici è infatti differente a seconda della tipologia di radiazione incidente. Gli effetti delle radiazioni sull'uomo possono essere classificati come effetti di tipo immediato o ritardato. Per i primi esiste una soglia, al di sopra della quale si manifesta l'effetto ed è definita una funzione dose-gravità. Per i secondi, legati ad esposizioni a dosi inferiori alle soglie richieste per gli effetti immediati, non è definibile una soglia di esposizione, hanno però caratteristica di causare un aumento alla probabilità di comparsa del danno, e non alla sua entità. Sono questi gli effetti cui è legata l'inalazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento, per i quali il rischio connesso è appunto lo sviluppo di danni ritardati, nella fattispecie, l'insorgenza di neoplasie a carico dell'apparato respiratorio.

In questo lavoro ci si interessa appunto al rischio da Radon per inalazione in ambienti chiusi<sup>5</sup>. Come citato, l'assunzione per inalazione o ingestione di radon, essendo un radionuclide, aumenta la probabilità di insorgenza di alcune patologie, quali, ad esempio, certe forme di neoplasia (tumore) e di mutazioni genetiche<sup>6</sup>.

Alla luce di quanto detto, e che verrà sviluppato nel primo e nel secondo capitolo di questo lavoro, nasce la necessità di stimare la possibile concentrazione di radon all'interno del tunnel di cui si prevede la costruzione, al fine di verificare che le dosi assorbite dagli individui durante la permanenza nel tunnel si mantengano al di sotto dei livelli di azione fissati dai decreti

---

<sup>4</sup> C. Polvani, op. cit.

<sup>5</sup> I rischi da inquinamento indoor da gas radon – come già accennato - sono da imputare principalmente ai prodotti di decadimento che, essendo metalli pesanti, tendono a legarsi al corpuscolo aereo; per questo motivo si fa spesso differenza tra rischi per fumatori e per non fumatori. Infatti il particolato aspirato durante il fumo si lega con particelle attive ed irradia i polmoni provocando dei danni biologici.

<sup>6</sup> Esperimenti su animali compiuti dal 1951 dimostrarono la potenziale carcinogenità del radon per i polmoni delle specie testate. Rilevamenti epidemiologici tra i minatori di uranio, dalla metà degli anni sessanta, hanno infine confermato questo potenziale sull'uomo; l'Organizzazione Mondiale per la Salute ne diede conferma nel 1988. Dal 1967 il Congresso Federale per la Ricerca degli Stati Uniti ha proposto delle raccomandazioni per controllare i rischi correlati alle radiazioni in miniera. La legislazione italiana, nelle sue più recenti prescrizioni, dedica ampio spazio alla tutela dei lavoratori da rischio dovuto ad inalazione di Radon.

legislativi di riferimento. Prima necessità è allora la conoscenza del dato di concentrazione d'uranio nelle rocce, o quanto meno del suo valore massimo. Il progetto della realizzazione in una zona caratterizzata da minerale d'uranio di un doppio tunnel della lunghezza di 52 Km rende necessaria una campagna di misurazione e rilevazione delle concentrazioni di Uranio mediante carotaggi a profondità e distanze adeguate, per potere valutare l'effettiva dose in cui potrebbero incorrere gli utenti dell'opera in esame. A questa andrebbe aggiunta una valutazione dei meccanismi di trasporto del Radon (e progenitori) attraverso le acque sotterranee; quest'ultimo punto, sebbene di potenziale rilevanza per gli aspetti radioprotezionistici, non potrà venire trattato in questo lavoro per mancanza di informazioni adeguate.

Del rischio radiologico a cui sono esposti i lavoratori bisogna tenere conto con attenzione<sup>7</sup>: anche se venisse confermata una presenza considerevole di gas radon nelle gallerie, essa non costituirebbe di per sé una prova della presenza nelle immediate vicinanze di grossi quantitativi di uranio, perché, come ricordato, il radon può compiere tragitti non trascurabili a partire dal luogo in cui è stato prodotto e raggiungere quindi concentrazioni elevate in zone dove è scarsa la ventilazione. Così come anche la presenza di concentrazioni modeste di uranio nelle rocce non porta a escludere elevate concentrazioni di radon nei locali, radon che può essere stato prodotto altrove e successivamente trasportato. Sebbene i lavoratori dei vari cantieri non risultino, in base ai valori riportati dalle misure<sup>8</sup>, esposti a particolare rischio radiologico legato alla presenza di minerali di Uranio, il radon può costituire un effettivo pericolo, in base alle osservazioni fatte sulla sua mobilità e in assenza di accorgimenti atti ad evitarne l'accumulo. Le misurazioni effettuate non sono sufficienti da permettere di ricavare informazioni sulla concentrazione di Uranio e Radon nelle zone interessate dall'attraversamento del TAV. Alcune di queste misurazioni, tuttavia, mostrano valori di concentrazione di uranio nelle rocce e di radon nelle cavità sotterranee della zona piuttosto elevate. Al fine di ottenere i dati necessari sulle concentrazioni, andrebbero condotte misurazioni nei luoghi interessati e ad opportuna profondità. A opera già costruita, la via più semplice sarebbe condurre misurazioni dirette all'interno del tunnel per la rilevazione della concentrazione di radon. In caso contrario, volendo calcolare la concentrazione di Rn nell'aria all'interno del tunnel, occorrerà utilizzare un modello tale consentire delle valutazioni parametriche, in modo da tenere conto del variare delle varie grandezze che possono influenzarne il risultato finale.

---

<sup>7</sup> Per la valutazione dell'esposizione dei lavoratori a concentrazione di attività di radon si applica per legge il fattore convenzionale di conversione  $3 \cdot 10^{-9}$  Sv di dose efficace per unità di esposizione espressa in  $\text{Bq h m}^{-3}$  di dose efficace.

<sup>8</sup> Ci si riferisce in particolare ai valori indicati dalle misure riportate dall'ARPA di Ivrea, 1997, citato in appendice.

I valori riportati dalle varie misurazioni di radioattività in vari siti della zona non sono tali da poter essere trascurati in linea di principio, in quanto, sebbene alcuni valori rilevati siano bassi, il tipo di attività costruttiva che si prevede abbia luogo può causare esposizioni non trascurabili, specie per quanto riguarda i lavoratori addetti alla costruzione dell'opera. Alla luce di quanto stabilito dai decreti 230/95 e 241/2000<sup>9</sup>, che verranno illustrati nel terzo capitolo, particolare attenzione va posta nei confronti lavoratori. Va garantito il rispetto dei limiti d'azione posti di:

- 500 Bq/m<sup>3</sup>;
- 3 mSv/y;

Il Decreto legislativo 26/05/2000 n° 241 (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale del 31/08/2000), è integrazione del precedente Decreto Legislativo n° 230 del 17/03/1995 in materia di radiazioni ionizzanti. Il decreto in questione ha recepito la direttiva 96/29 Euratom del 13/05/1996 in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti. Al Capo III bis il decreto disciplina, ai fini della sicurezza dei lavoratori e, dove occorra, della popolazione, le attività lavorative nelle quali sono presenti sorgenti naturali di radiazioni (quali, appunto, il radon):

*a) attività lavorative durante le quali i lavoratori e, eventualmente, persone del pubblico sono esposti a prodotti di decadimento del radon o del toron o a radiazioni gamma o a ogni altra esposizione in particolari luoghi di lavoro quali tunnel, sotovie, catacombe, grotte e, comunque, in tutti i luoghi di lavoro sotterranei;*

Obiettivo del lavoro è proprio il calcolo della dose impegnata da un individuo presente a vario titolo nella galleria indicata, attraverso delle valutazioni parametriche, in modo da tenere conto del variare di tutte le grandezze che possono influenzarne il risultato finale. Queste saranno molteplici, e quelle che qui saranno tenute in conto sono:

- la concentrazione di Uranio nelle rocce (di cui non si hanno dati adatti ad una valutazione precisa né puntuale e che viene considerata costante e omogenea);
- lo spessore delle pareti della galleria;
- il rateo di ricambio d'aria, espresso in 1/h in riferimento all'intero volume della camera;
- le ore di permanenza all'interno del tunnel.

Si considererà una geometria semplificata, ossia una galleria rettilinea e in assenza di acque, né di falde nelle vicinanze, né acque presenti in zona che vengano utilizzate per irrigazione o ingerite direttamente, ed una concentrazione di U costante. I valori di tutti gli altri parametri in

---

<sup>9</sup> Per quanto riguarda il radon il campo di applicazione della normativa si limita solamente ai locali adibiti ad attività lavorative e rimangono escluse le abitazioni civili chiarendo espressamente il fatto che una collaboratrice domestica non è equiparata a lavoratore dipendente.

gioco (superficie della zona contaminata, spessore, densità del terreno, ratei d'inalazione e d'esposizione, coefficienti di diffusione...) verranno indicati nel quarto capitolo, dedicato all'illustrazione del programma di calcolo utilizzato. Si procederà quindi ad indicare l'entità di ventilazione della galleria affinché tale dose risulti minore del limite massimo consentito per legge. Parallelamente, si vuole definire una concentrazione massima di Uranio nel terreno affinché la dose risulti inferiore ai limiti citati, per determinate tipologie di esposizione. I risultati ottenuti verranno riportati nella quinta parte.

Per ottenere questi risultati utilizzerà un codice di calcolo fornito dal DOE americano, RESRAD<sup>10</sup>. Esso permette di procedere a valutazioni parametriche che evidenzino l'importanza, in particolare, di ventilazione e concentrazione di radionuclidi, al fine di mantenere le dosi all'uomo al di sotto dei limiti scelti. L'uso del programma prevede che la caratterizzazione del sito contaminato avvenga attraverso l'inserimento di valori numerici per numerosi parametri (porosità del terreno, permeabilità, spessore ed estensione dello strato contaminato, ecc...). Il calcolo della dose tiene conto delle diverse vie d'esposizione. Per l'esposizione al radon vengono considerati dei parametri di inalazione tra cui i più importanti sono la durata dell'esposizione e il tempo per cui si rimane all'interno della struttura considerata per il calcolo. Per quest'ultima bisogna inserire le dimensioni e la profondità dal livello del suolo. I parametri richiesti in riferimento alla contaminazione da radon sono ovviamente utilizzati da programma solo nel caso in cui un precursore del radon sia presente, sia esso Rn-222 (U-238, U-234, Th-230, o Ra-226) o Rn-220 (Th-232, Ra-228, o Th-228). Allora, tra le vie di esposizione attraverso le quali l'uomo può incorrere in una certa dose, è da annoverarsi l'inalazione di tale gas e dei suoi prodotti di decadimento, come è appunto per il nostro caso. Sarà allora necessario caratterizzare tale via di esposizione, in linea di principio, seguendo il percorso del radon dalla sua formazione al trasporto nelle varie matrici ambientali al passaggio in aria o in acqua, sino all'inalazione e al finale decadimento. Invece, per la dose da ingestione, verrebbero considerate sia la dieta della popolazione, sia quella degli animali da cui si ricavano i cibi. I dati forniti in uscita dal codice sono assai numerosi: fra questi, i più importanti sono la dose impegnata nel tempo, la concentrazione dei radionuclidi nelle diverse matrici e il rischio sanitario (numero di eventi tumorali in eccesso). Inoltre tutti i dati in uscita possono essere rappresentati da vari grafici ottenibili dall'andamento temporale di diverse grandezze.

Si desidera in particolare individuare la concentrazione di uranio nel terreno tale da portare, nelle condizioni di esposizione scelte e che saranno successivamente descritte, al

---

<sup>10</sup> Questa, le precedenti versioni, i manuali d'uso e gli altri codici RESRAD sono disponibili all'indirizzo <http://web.ead.anl.gov/resrad>.

raggiungimento del livello di azione. A tal fine, mantenendo il valore di *air exchange* nullo, si farà variare la concentrazione di uranio fino al raggiungimento del limite di 3 mSv/y. Tenendo fissa questa concentrazione, tale calcolo verrà ripetuto facendo variare al contrario il valore del rateo di ricambio d'aria, in modo da riportare la dose ricevuta al di sotto del livello d'azione. In questo modo sarà possibile indicare a quanto deve ammontare l' *air exchange* orario in corrispondenza di una data concentrazione di uranio nella roccia per potere abbattere la dose ai valori inferiori rispetto alla soglia d'intervento. Si otterranno così rispettivamente i valori di *air exchange* "minimo" indispensabile a portare la dose sotto i 3 mSv/y, per diversi valori dello spessore delle fondamenta, e al variare della concentrazione e, viceversa, i valori di concentrazione massima "tollerabile" di Urano nella roccia in funzione dell'*air exchange*, per diversi valori dello spessore delle pareti.

# **Capitolo 1**

## **URANIO E RADON IN VAL DI SUSA**

Il presente lavoro riguarda la valutazione dei problemi di radioprotezione relativi alla realizzazione del Traforo in Valle di Susa, compreso nell'opera della nuova Linea Ferroviaria ad Alta Velocità fra Torino e Lione. Più in dettaglio, si desidera valutare i possibili problemi connessi con il passaggio del Traforo in formazioni geologiche con presenza di minerale d'uranio.

### **1.1 Caratteristiche del Radon**

---

La presenza in Valle di Susa di Uranio, metallo radioattivo naturale<sup>11</sup>, è da tempo accertata. In natura esistono tre famiglie che raggruppano i radioisotopi naturali : la famiglia dell' Uranio, dell'Attinio e del Torio<sup>12</sup> i cui capostipiti sono rispettivamente l'Uranio 238, Uranio 235 e Torio 232. In ognuna di esse compare il radioisotopo del Radon (Rn). I componenti delle tre famiglie sono presenti nelle rocce e nei minerali naturali, e quindi possono ritrovarsi per esempio anche nei materiali da costruzione. In assenza di perturbazioni esterne queste famiglie radioattive sono generalmente in equilibrio secolare nel senso che l'attività di ciascun membro è uguale (cambia solo il numero di atomi radioattivi presenti che sarà più grande dove l'emivita del radioisotopo è

---

<sup>11</sup> Ha composizione isotopica pari a U-238, U-234, U-235. Quest'ultimo rappresenta lo 0,7% in peso. Il decadimento è  $\alpha$  per i tre isotopi, con  $t_{1/2}$  rispettivamente di  $4,5 \cdot 10^9$  anni,  $2,5 \cdot 10^5$  anni e  $7,1 \cdot 10^8$  anni. La loro attività è di 12,2 kBq/g per U-238; 12,2 kBq/g per U-234; 0,57 kBq/g per U-235. A causa della sua bassissima attività specifica, l'uranio naturale è più temibile per la sua tossicità chimica che per la tossicità da radiazioni emesse. Ciò è vero anche per U arricchito al 2-3%. Invece l'isotopo 235 è più temibile sotto l'aspetto radiologico che chimico.

<sup>12</sup> Il Torio-232 decade emettendo una particella  $\alpha$  di energia 4 MeV ed ha un  $t_{1/2} = 1,4 \cdot 10^{10}$  anni. Ha un'attività specifica di  $1,097 \cdot 10^{-7}$  Ci/g. Il Torio naturale è fortemente radiotossico.

più grande). Alla famiglia dell'Uranio 238 appartiene il radioisotopo del Radon più diffuso in natura (Rn 222)<sup>13</sup>.

Il radon è un gas nobile radioattivo, scoperto durante i primi studi sulla radioattività all'inizio del secolo. Il termine *radon* fu introdotto per la prima volta da Schimt nel 1918 per indicare l'elemento con massa atomica 222 (222Rn), cioè il gas associato all'uranio-238. Nell'uso comune, il termine radon è venuto ad indicare l'elemento con numero atomico 86 (fig. 1). Questo elemento ha 26 isotopi che vanno da 199Rn a 226Rn, tre dei quali si riscontrano in natura. Questi sono il 220Rn (*toron*) dalla serie di decadimento del torio scoperta da Owens e Rutherford nel 1889, il 222Rn (*radon*) dalla serie dell'238U scoperta da Dorn nel 1901, e il 219Rn (*attinon*) dalla serie dell'235U scoperto da Debierne e Giesel nel 1903.

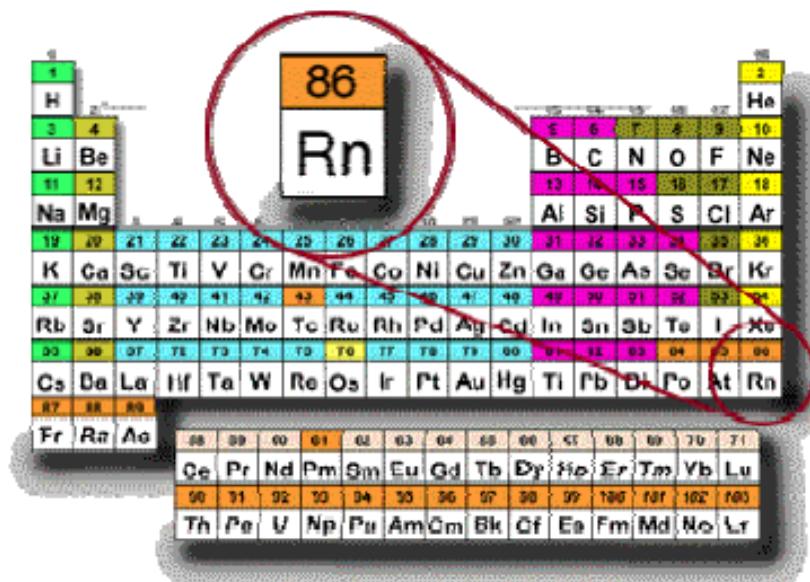


Figura 1. Il Rn all'interno della tavola periodica.

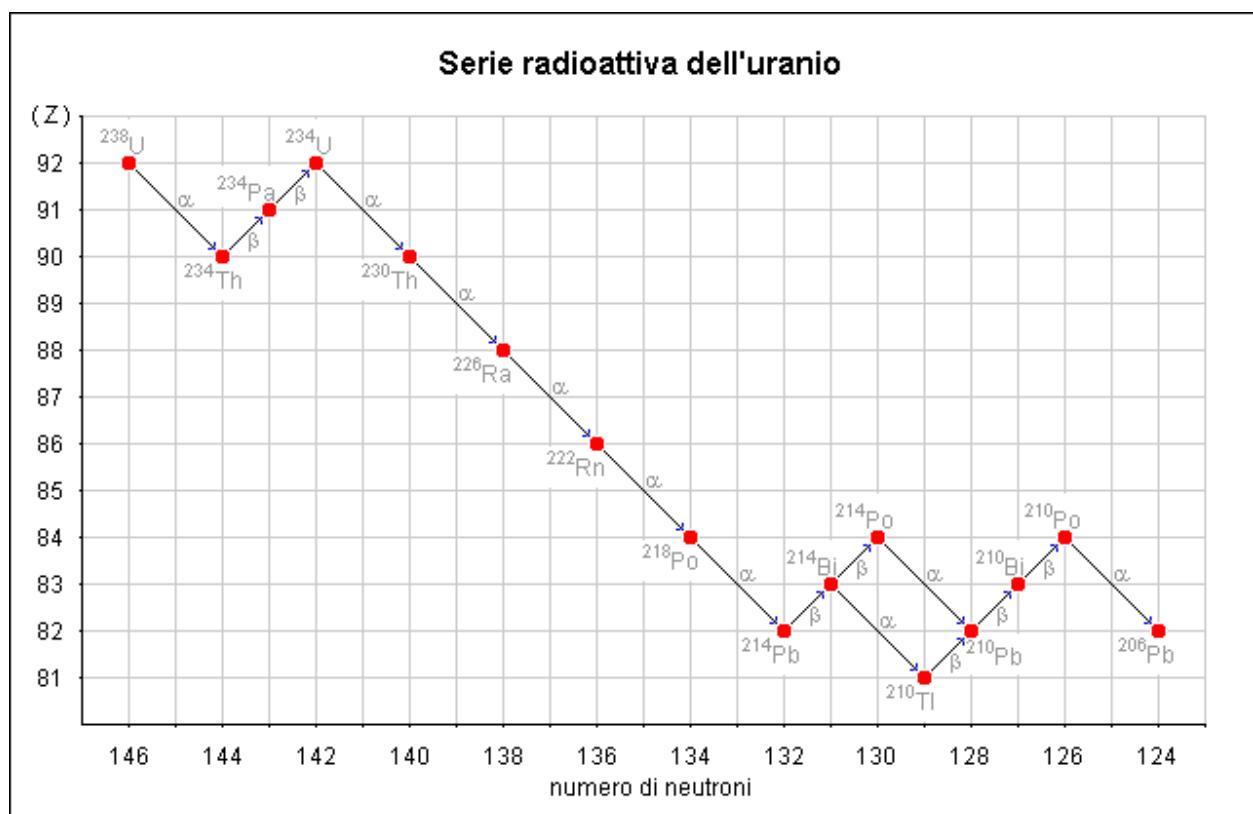
Chimicamente, il radon è un gas nobile. Come tale, è incolore, inodore e chimicamente quasi inerte. Paragonato agli altri gas nobili è il più pesante e possiede il più alto punto di fusione, di

<sup>13</sup> Le quantità degli isotopi del radon nell'ambiente dipendono principalmente dalle concentrazioni di 238U, 235U e 232Th nel suolo e nelle rocce. L'abbondanza di 232Th nella crosta terrestre è leggermente superiore a quella dell'238U, ma a causa dell'emivita più lunga del 232Th, il rateo di produzione del 220Rn nella Terra è circa lo stesso di quello del 222Rn. Dei tre isotopi del radon che si riscontrano in natura, solo il 222Rn ha un tempo di dimezzamento sufficientemente lungo (3,8 giorni) da consentirne il rilascio dal suolo e dalle rocce, dove si è generato. Sostanzialmente meno 220Rn raggiunge l'atmosfera poiché il suo breve tempo di dimezzamento (56 sec) limita la distanza che può percorrere prima del decadimento. Analogamente per il 219Rn (formato dalla catena di decadimento dell'235U): esso può essere ignorato interamente a causa del suo corto tempo di dimezzamento (4 sec) e la scarsità comparativa di 235U. Perciò quando si parla di Radon ci si riferisce in genere al 222Rn.

ebollizione, temperatura critica e pressione critica (*tab. 1*). In *fig. 2* è riportata la serie radioattiva naturale dell'U-238 ed in *tab. 1* e *2* le principali caratteristiche del Rn-222 e dei suoi discendenti.

Solubilità	0.25 ml/ml (25°C, 1atm)
Temperatura di fusione	- 71 ° C
Temperatura di ebollizione	- 61.8 ° C

*Tabella 1. Caratteristiche Rn-222.*



*Figura 2. La serie radioattiva naturale dell'U-238 ed i decadimenti che portano al Pb-206<sup>14</sup>.*

Radionuclide	Nome storico	T <sub>1/2</sub>	Energia α (Mev)	Energia β (Mev)	Energia γ (Mev)
Rn 222	Radon	3.823 d	5.49		
Po 218	Radium A	3.05 min	6.00		
Pb 214	Radium B	26.8 min		0.67	0.242
				0.73	0.295
				1.02	0.352
Bi 214	Radium C	19.7 min		1.0	0.609
				1.51	1.12
				3.26	1.764
Po 214	Radium C'	164 μs	769		
Pb 210	Radium D	22.3 y		0.015	0.047
				0.061	
Bi 210	Radium E	5.01 d		5.305	
Po 210	Radium F	138.4 d	5.305		

*Tabella 2. Caratteristiche del Radon e dei suoi discendenti.*

Il Radon è l'unico elemento della catena dell'Uranio in stato gassoso a temperatura ordinaria ed ha una densità 7.7 volte maggiore di quella dell'aria, quindi ha la tendenza a stratificarsi in basso specie negli ambienti chiusi. Un'altra importante proprietà del radon è il fatto che esso è molto solubile in liquidi organici e viene adsorbito su carbone attivo e gel di silice. In un sistema multifasico a temperatura ambiente normale, le concentrazioni di radon sono più elevate, intermedie e più basse, rispettivamente, nei liquidi organici, nei gas ed in acqua. Se si aumenta la temperatura, la concentrazione nella fase gassosa aumenta a discapito di quella nella fase liquida. Queste proprietà sono state sfruttate con successo per la determinazione del gas radon e per la sua estrazione da altri gas e liquidi. Per esempio, il radon in acqua può essere facilmente

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

Il decadimento con emissione  $\alpha$  del Radon comporta la formazione di Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, elementi chimicamente attivi che possono venire inalati, depositati e parzialmente trattenuti nell'apparato respiratorio, sia come ioni liberi sia come ioni adsorbiti dalle gocce d'acqua o dal particolato. Le particelle emesse durante i decadimenti radioattivi possono raggiungere e danneggiare anche i tessuti circostanti. Il Radon, per questo motivo, è considerato un agente cancerogeno di classe 1 (Istituto Superiore di Sanità), cioè un agente di provata azione cancerogena<sup>15</sup>.

Il primo effetto dannoso dell'esposizione ad un campo di radiazione fu scoperto sin dal 1500 tra i minatori della regione Schneeberg Jachymov nello Erzgeibirge (Boemia). Questo fu diagnosticato come cancro polmonare nel 1879. La possibile attribuzione della sua insorgenza al Radon fu suggerita circa 60 anni fa, quando furono riscontrate elevate concentrazioni di tale gas nelle miniere di quella regione. Comunque la vera causa della cancerogenesi, che consiste nella inalazione dei figli del Radon a breve  $T_{1/2}$  (sia attaccati che non attaccati al pulviscolo), con conseguente irraggiamento  $\alpha$  sull'apparato bronco polmonare, fu individuata solo nel 1950, con i primi studi epidemiologici sull'esposizione al Radon in miniere sotterranee (al riguardo, particolare rilievo hanno avuto quelli condotti in Boemia, in Colorado ed in Ontario). L'eccesso di tumori polmonari riscontrato dallo studio tra i minatori, rispetto al numero di insorgenze previsto, indica una forte correlazione con l'esposizione ai figli del Radon da essi accumulata (questo fenomeno non può essere spiegato con l'inalazione di particolati costituiti da sostanze non radioattive presenti in miniera). Studi sono stati condotti anche su popolazioni residenti in zone a vari livelli di radioattività naturale<sup>16</sup>: i risultati preliminari disponibili non mostrano

---

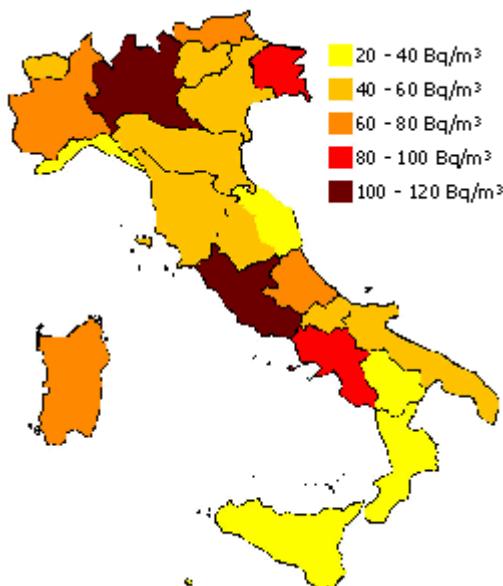
<sup>14</sup> Il tempo di dimezzamento complessivo, 4 miliardi e mezzo di anni, è ovviamente condizionato dal decadimento più lento della catena.

<sup>15</sup> La classificazione dell'Istituto Superiore di Sanità prevede 4 livelli.

<sup>16</sup> Il fondo di radioattività naturale induce irraggiamento sia interno sia esterno. Le fonti principali di irraggiamento esterno sono la radiazione cosmica (dipendente dall'altitudine) e la radiazione terrestre (materiali radioattivi naturali presenti nel terreno della serie dell'Uranio 238 e del Th-232 e il K-40). Questa ultima varia molto da luogo a luogo, in funzione della composizione del terreno. L'equivalente di dose medio annuo per irraggiamento esterno per l'Italia presenta valore medio di 1 mSv/anno. L'irraggiamento interno è dato dal K-40 (con circa 0.2 mSv/anno), dai radioisotopi della famiglia dell'Uranio e del Torio presenti come tracce negli alimenti e, predominante, dall'inalazione dei discendenti a vita breve del Rn-222. Il Radon e i suoi figli sono responsabili per 1.22 mSv/anno per la serie dell'Uranio 238 ovvero per il 76% per l'irraggiamento interno e per circa il 50% per l'irraggiamento totale che risulta essere di circa 2.4 mSv/anno.

un'evidenza statisticamente significativa del contributo dell'esposizione ai figli del Radon a breve  $T_{1/2}$  alla frequenza osservata dei casi di cancro polmonare. Il ruolo del fumo e l'influenza di fattori non dovuti alla radiazione naturale, quali l'esposizione occupazionale ed ambientale a sostanze chimiche, giustificano probabilmente le forti variazioni locali osservate. Non è chiara inoltre la correlazione tra dose assorbita e danno causato quando l'esposizione sia prolungata nel tempo e caratterizzata da bassissime dosi.

In una certa quantità comunque, tutte le radiazioni ionizzanti aumentano la probabilità di insorgenza di alcune patologie, quali ad esempio alcune forme di neoplasia e di mutazioni genetiche. La presenza di Radon in forma gassosa nell'aria ne causa inalazione da parte dell'uomo, aumentando così la dose assorbita negli alveoli polmonari e la probabilità connessa di manifestare determinate forme cancerose. I problemi radioprotezionistici dovuti a questa possibilità devono venire valutati con molta attenzione e preventivamente all'inizio, a livello di progetto esecutivo e di Valutazione dell'Impatto Ambientale di opere che prevedano di essere ubicate in zone soggette a contaminazione da radon. Le rocce dalla cui presenza consegue quella del gas radon sono lave, tufi, pozzolane e rocce di tipo sedimentario come graniti, marmi, marne e sieniti. Il gas può quindi fuoriuscire dalle fessure del terreno o dalle rocce o contaminare le falde acquifere. A tale proposito l'ANPA ha recentemente effettuato un'indagine nazionale al fine di quantificare, regione per regione, l'effettivo rischio da radon nelle abitazioni (fig. 3).



*Figura 3. valori medi regionali delle concentrazioni di radon<sup>17</sup>.*

<sup>17</sup> Fonte ANPA, 1994, campione di 5000 abitazioni, valore medio nazionale: 70  $\text{Bq}/\text{kg}$ .

Nel caso in esame, che tratta d'un'opera che corrisponde al profilo di rischio descritto, un'analisi accurata è d'obbligo non solo per tutelare la salute della popolazione della zona e dei futuri utenti della struttura, ma soprattutto dei lavoratori addetti all'esecuzione della stessa, che ragionevolmente saranno il gruppo di popolazione che andrà incontro all'esposizione maggiore. Si ricorda che il rischio connesso alla presenza di radon è da attribuirsi per la quasi totalità ai suoi prodotti di decadimento essendo il progenitore, come già ricordato, un gas nobile inerte.

## 1.2 Situazione in valle di Susa

---

La Valle di Susa è un'ampia vallata che collega il confine con la Francia al torinese (fig. 4). La sua posizione geografica e la presenza di una linea ferroviaria e di un'autostrada hanno contribuito a renderla il corridoio di comunicazione scelto per l'attraversamento del TAV Torino - Lione. Il progetto prevede la realizzazione di un doppio tunnel della lunghezza di 52 Km il cui percorso andrebbe ad intersecare alcune formazioni di minerale d'Uranio. Nasce quindi l'attenzione a problematiche radioprotezionistiche correlate all'esposizione di pubblico e lavoratori a irradiazione esterna ed interna, dovuta alla presenza di Uranio e suoi figli, in particolare all'inalazione di Radon e suoi prodotti di decadimento.

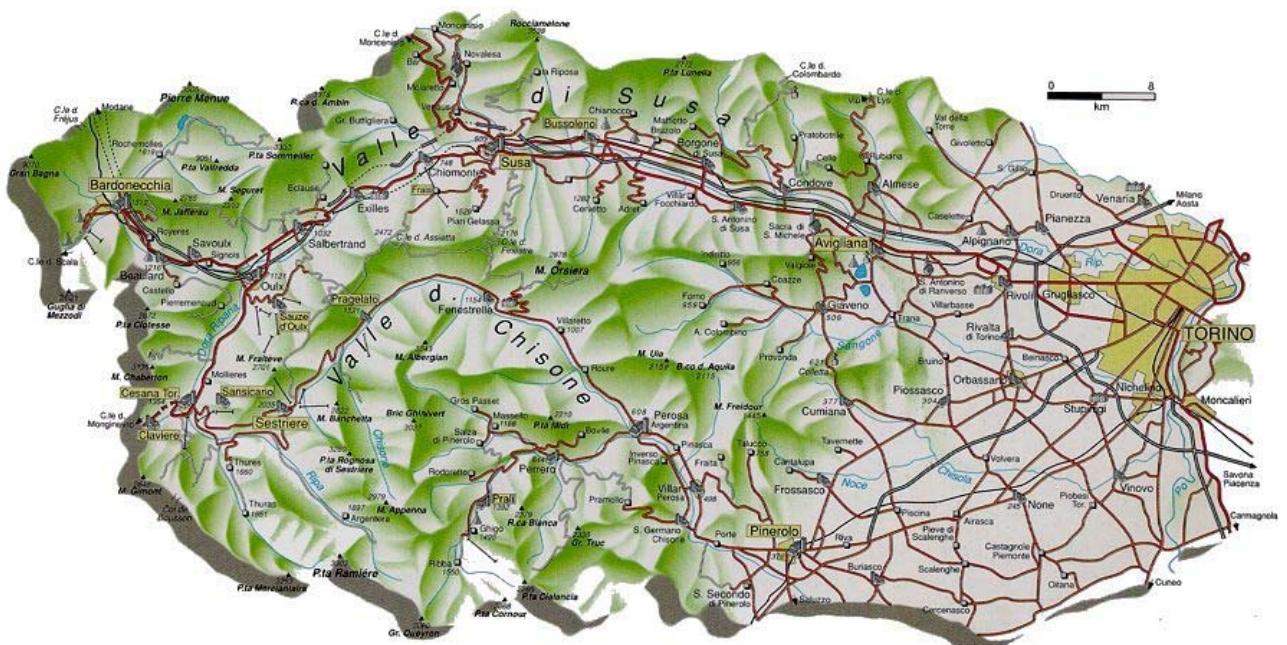


Figura 4. Valle di Susa.

In base a quanto detto sul problema della radiazione da sorgenti naturali, nasce la necessità di stimare la possibile concentrazione di radon all'interno del tunnel a partire dalla conoscenza della concentrazione massima di uranio nella roccia, al fine di verificare che le dosi assorbite dagli individui nella permanenza nel tunnel si mantengano al di sotto dei valori dei livelli di azione fissati dai decreti legislativi di riferimento.

Prima necessità è allora la conoscenza del dato di concentrazione d'uranio nelle rocce, o quanto meno del suo valore massimo.

Le prime misurazioni delle concentrazioni di Uranio in Val di Susa risalgono al 1959, anno in cui la presenza del minerale cominciò a suscitare l'interesse della azienda SOMIREN s.p.a. Era stato preso in considerazione lo sfruttamento di tali giacimenti, ma le varie valutazioni tecniche portarono ad escludere tale possibilità. Studi più recenti hanno rilevato presenza di materiale uranigeno nei dintorni delle località di Molaretto e Venaus. Le ultime analisi<sup>18</sup>, condotte dall'ARPA (1997), hanno riscontrato in alcuni campioni di roccia attività pari 100.000 Bq/kg. L'attività è stata misurata attraverso la radiazioni  $\gamma$  di  $^{214}\text{Pb}$  e  $^{214}\text{Bi}$ , con incertezza del 50%. I ratei di dose, misurati ponendo a contatto del minerale uno strumento del tipo Geiger-Mueller, presentano valori di 30-40  $\mu\text{Sv}/\text{h}$ . Si noti che un valore di dose superiore ai 10  $\mu\text{Sv}/\text{h}$  rende il materiale non manipolabile direttamente senza schermature, nemmeno dai lavoratori professionalmente esposti<sup>19</sup>. In base a queste considerazioni il minerale rientrerebbe nel campo di applicazione dei decreti 230/95 e 241/2000. Alcuni sopraluoghi all'interno di una galleria di servizio dell'AEM, posta poco distante da Venaus e dall'abitato di Exilles, non hanno rilevato dosi di radioattività anormali di tipo  $\gamma$  (*tab. 3 e 4*).

<b>CONCENTRAZIONE DI RADON NELL'ARIA (Bq/m<sup>3</sup>)</b>	
PASSAGGIO SERVIZIO	408
LOCALE TURBINE	675
<b>RISULTATI MISURE DI SPETTROMETRIA NELLE ROCCE (Bq/kg)</b>	
ROCCIA LOCALE TURBINE (serie dell'uranio)	17,5
<b>RISULTATI MISURE DI SPETTROMETRIA NELLE ROCCE (Bq/kg)</b>	
ROCCIA USCITA GALLERIA (serie dell'uranio)	24,8

*Tabella 3. Prelievi eseguiti nella galleria 'finestra 4' poco distante da Venaus.*

<sup>18</sup> I principali documenti citati sono riportati in allegato.

<sup>19</sup> Per questi ultimi il rateo massimo di dose annuale è di 20 mSv/y, limite che risulta raggiunto in 2000 ore lavorative, con questo valore di rateo orario. Conseguentemente, per la popolazione, il cui rateo massimo di dose annuale è di 2 mSv/y, il corrispettivo orario sarà di 0,22  $\mu\text{Sv}/\text{h}$ .

Contemporaneamente le misure di gas radon riportano valori di concentrazione attorno ai 400-600 Bq/m<sup>3</sup>.

<b>RISULTATI MISURE DI SPETTROMETRIA NELLE ROCCE (Bq/kg)</b>	
ROCCIA 1	26,5
ROCCIA 2	23
<b>CONCENTRAZIONE DI RADON NELL'ARIA (Bq/m<sup>3</sup>)</b>	
3365	

Tabella 4. Risultati di misure e prelievi eseguiti nella galleria 'finestra 2' nei pressi di Exilles.

In entrambi i casi i livelli di radioattività  $\gamma$  si sono mantenuti entro limiti assai contenuti e le quantità rilevate di radon nell'aria possono essere facilmente ridotte con migliori condizioni di ventilazione.

Per quanto riguarda il passaggio del tunnel (fig. 5), questo non avverrà attraverso rocce che presentino la concentrazione di Uranio (e quindi di Radon nell'aria) pari ai valori estremi della miniera di Venaus. Tuttavia, la notevole mobilità del radon dà adito ad altre considerazioni.



Figura 5. Zone interessate dal passaggio del TAV.

Anche del rischio radiologico a cui sono esposti i lavoratori bisogna tenere conto con attenzione: anche venisse confermata una presenza considerevole di gas radon nelle gallerie, essa non costituirebbe di per sé una prova della presenza nelle immediate vicinanze di grossi quantitativi di uranio, perché, come ricordato, il radon può compiere tragitti non trascurabili a partire dal luogo in cui è stato prodotto e raggiungere quindi concentrazioni elevate in zone dove è scarsa la ventilazione. Così come anche la presenza di concentrazioni modeste di uranio nelle rocce non porta a escludere elevate concentrazioni di radon nei locali, radon che può essere stato prodotto altrove e successivamente trasportato.

Sebbene i lavoratori dei vari cantieri non risultino, in base a questi dati, esposti a particolare rischio radiologico legato alla presenza di minerali di Uranio, il radon può costituire un effettivo pericolo, in base alle osservazioni fatte sulla sua mobilità e in assenza di accorgimenti atti ad evitarne l'accumulo. Le misurazioni effettuate non sono sufficienti né adeguate da permettere di ricavare informazioni sulla concentrazione di Uranio e Radon nelle zone interessate dall'attraversamento del TAV. Alcune di queste misurazioni, tuttavia, mostrano valori di concentrazione di uranio nelle rocce e di radon nelle cavità sotterranee della zona piuttosto elevate.

Al fine di ottenere i dati sulle concentrazioni necessari, andrebbero condotte misurazioni nei luoghi interessati e ad opportuna profondità. In caso contrario, volendo calcolare la concentrazione di Rn nell'aria all'interno del tunnel, occorrerà utilizzare un modello sufficientemente agile da consentire delle valutazioni parametriche, in modo da tenere conto del variare delle varie grandezze che possono influenzarne il risultato finale.

### **1.3 Obiettivo del calcolo**

---

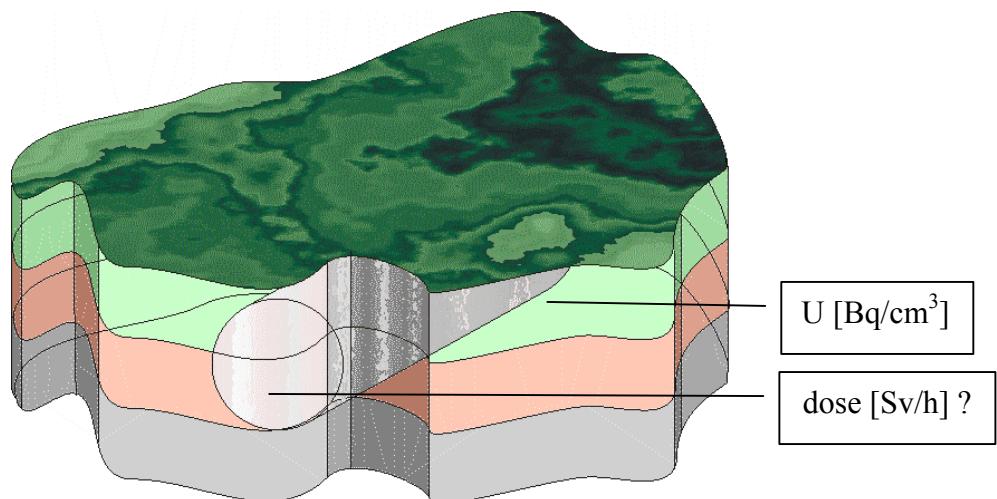
I valori riportati dalle varie misurazioni di radioattività in vari siti della zona non sono tali da poter essere trascurati in linea di principio, in quanto, sebbene alcuni valori rilevati siano bassi, il tipo di attività costruttiva che si prevede abbia luogo può causare esposizioni non trascurabili, specie per quanto riguarda i lavoratori addetti alla costruzione dell'opera. Alla luce di quanto stabilito dai decreti citati, 230/95 e 241/2000, particolare attenzione va posta nei confronti della possibile dose cui incorrerebbero gli operai. Va garantito il rispetto dei limiti d'azione posti:

- 500 Bq/m<sup>3</sup>;
- 3 mSv/y;

e, a tale proposito, va detto che alcuni dei valori di radioattività misurati sono sufficientemente elevati da meritare maggiore attenzione e indagine. Occorrerebbe una ulteriore e più accurata serie di misurazioni. A opera già costruita, la via più semplice sarebbe condurre misurazioni dirette all'interno del tunnel per la rilevazione della concentrazione di radon. Per quanto riguarda quest'ultima, sarebbe comunque necessario misurarla in varie zone: a causa della sua elevata mobilità, il radon può compiere tragitti non trascurabili a partire dal luogo in cui è stato prodotto e raggiungere quindi concentrazioni elevate in zone dove è scarsa la ventilazione. D'altra parte, al contrario, anche in presenza di scarse concentrazioni accertate di uranio nella roccia, non si può escludere il verificarsi di elevata presenza di Radon nell'atmosfera di gallerie sotterranee. Volendo calcolare la concentrazione di Rn nell'aria all'interno del tunnel occorrerebbe utilizzare un modello sufficientemente agile da consentire delle valutazioni parametriche, in modo da tenere conto del variare delle varie grandezze che possono influenzarne il risultato finale, la concentrazione di Uranio nelle rocce (di cui non si hanno dati adatti ad una valutazione più precisa né puntuale), il rateo di ricambio d'aria, le ore di permanenza all'interno del tunnel, e poter esprimere tale risultato in termini di dose impegnata da un individuo presente a vario titolo nella galleria indicata.

Si dovrebbe considerare una geometria semplificata, ossia una galleria rettilinea e in assenza di acque, né di falde nelle vicinanze, né acque presenti in zona che vengano utilizzate per irrigazione o ingerite direttamente, ed una concentrazione di U costante.

Lo scopo del lavoro sarà quello di ottenere il valore della dose causata dalla presenza di una certa concentrazione di radon conoscendo la concentrazione di Uranio (fig. 8).



*Figura 6. Schema dell'obiettivo del calcolo.*

Si dovrebbe quindi procedere alla ventilazione della galleria affinché tale dose risulti minore del limite massimo consentito per legge. Oppure - come già accennato prima - definire una concentrazione massima (*soil guideline*) di Urano nel terreno affinché la dose risulti inferiore ai limiti citati.

Per ottenere questi risultati si è scelto di utilizzare un codice di calcolo fornito dal DOE americano, RESRAD. Esso permette di procedere a valutazioni parametriche che evidenziano l'importanza, in particolare, di ventilazione e concentrazione di radionuclidi, al fine di mantenere le dosi all'uomo al di sotto dei limiti scelti.

## **Capitolo 2**

### **ASPETTI LEGISLATIVI**

#### **2.1 Generalità**

---

È necessario specificare innanzitutto che, in conformità ai criteri di base della radioprotezione, una attività umana può essere considerata, senza ulteriori motivazioni, priva di rilevanza radiologica purché i seguenti criteri siano congiuntamente soddisfatti, e lo siano in tutte le possibili situazioni:

- a) la dose efficace cui si prevede sia esposto un qualsiasi individuo della popolazione a causa della pratica è pari o inferiore a  $10 \mu\text{Sv}$  all'anno;
- b) la dose collettiva efficace impegnata nell'arco di un anno di esecuzione della pratica non è superiore a  $1 \text{ Sv}\cdot\text{persona}$ .

Specificato questo, vi sono numerose pratiche che rientrano nel campo d'interesse della radioprotezione e che non sono legate alla sola industria nucleare.

Le esposizioni dei lavoratori alle sorgenti naturali di radiazione, quali le lavorazioni di materiali che siano radioattivi, le attività in gallerie o luoghi sotterranei, la costruzione di opere o edifici in zone soggette ad elevato fondo di radioattività naturale, possono essere non trascurabili dal punto di vista della radioprotezione e, spesso, possono essere causa di superamento dei limiti di dose stabiliti per la popolazione. La pericolosità di queste attività deriva dal fatto che i processi di lavorazione, trattamento, movimentazione di materiali o immagazzinamento di prodotti industriali, provocano come risultato finale una concentrazione delle sostanze radioattive contenute nelle materie lavorate o trattate che è centinaia o migliaia di volte superiore a quella normalmente riscontrata nelle materie prime. Per esempio, nell'industria estrattiva del petrolio o del gas, frequentemente nelle incrostazioni presenti su tubi e valvole, si possono rilevare concentrazioni dell'ordine di 50.000 Bq/kg di  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$ , di 100.000 Bq/kg di  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  e

$^{228}\text{Th}$  e 200.000 Bq/kg di  $^{226}\text{Ra}$ <sup>20</sup>. Queste incrostazioni possono risultare pericolose, per esposizione esterna o per contaminazione interna, per i lavoratori che operano nei pressi o che sono addetti alla manutenzione degli apparati su cui le stesse si riscontrano. In particolare, i lavoratori a seconda della quantità di radiazione da essi assunta nel compimento delle loro funzioni, sono classificati come:

- lavoratori esposti i soggetti che, in ragione della attività lavorativa svolta per conto del datore di lavoro, sono suscettibili di una esposizione alle radiazioni ionizzanti superiore ad uno qualsiasi dei limiti fissati per le persone del pubblico<sup>21</sup>.
- lavoratori non esposti i soggetti sottoposti, in ragione dell'attività lavorativa svolta per conto del datore di lavoro, ad una esposizione che non sia suscettibile di superare uno qualsiasi dei limiti fissati per le persone del pubblico.

A loro volta sono classificati in Categoria A i lavoratori esposti che, sulla base degli accertamenti compiuti dall'esperto qualificato, sono suscettibili di un'esposizione superiore, in un anno solare, ad uno dei seguenti valori:

- a) 6 mSv di dose efficace;
- b) i tre decimi di uno qualsiasi dei limiti di dose equivalente fissati al paragrafo 2 dell'Allegato IV, per il cristallino, per la pelle nonché per mani, avambracci, piedi e caviglie.

I lavoratori esposti non classificati in Categoria A sono classificati in Categoria B.

I rischi per la popolazione possono derivare invece da un eventuale riutilizzo, ad esempio nell'edilizia, dei materiali di scarto di tali attività.

Per la popolazione e per i lavoratori valgono i limiti indicati nell'allegato IV.

Ricordando le definizioni di:

- dose equivalente  $\text{Deq}_{T,R}$  nel tessuto o nell'organo T dovuta alla radiazione R è data da:

$$\text{Deq}_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

dove:

$D_{T,R}$  è la dose assorbita media nel tessuto o nell'organo T, dovuta alla radiazione R;

$w_R$  è il fattore di ponderazione per la radiazione R, che dipende dal tipo e dalla qualità del campo di radiazioni esterno, oppure dal tipo e dalla qualità delle radiazioni emesse da un radionuclide depositato all'interno dell'organismo.

<sup>20</sup> A.L. Vergine – E. Giroletti, *Radiazioni ionizzanti, protezione di lavoratori, pubblico e pazienti*, ed. Esselibri, 2000.

<sup>21</sup> Tali limiti sono posti dall'Allegato IV del decreto citato.

I valori del fattore di ponderazione delle radiazioni  $w_R$  sono i seguenti:

Fotoni, tutte le energie	1
Elettroni e muoni, tutte le energie	1
Neutroni con energia < 10 keV	5
con energia     10 keV - 100 keV	10
con energia     > 100 keV - 2 MeV	20
con energia     > 2 MeV - 20 MeV	10
con energia     > 20 MeV	5
Protoni, esclusi i protoni di rinculo, con energia > 2 MeV	5
Particelle alfa, frammenti di fissione, nuclei pesanti	20.

- dose efficace, definita come somma delle dosi equivalenti ponderate nei tessuti ed organi del corpo causate da irradiazioni interne ed esterne ed è data da:

$$E = \sum_T w_T \cdot DEq_T = \sum_T w_T \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

$DEq_T$  è la dose equivalente nell'organo o tessuto T;

$w_T$  è il fattore di ponderazione per l'organo o il tessuto T;

$w_R$  è il fattore di ponderazione per la radiazione R;

$D_{T,R}$  è la dose assorbita media, nel tessuto o nell'organo T, dovuta alla radiazione R.

I valori del fattore di ponderazione  $w_T$  per i diversi organi o tessuti sono i seguenti:

organo	Fattore di ponderazione
Gonadi	0,20
Midollo osseo (rosso)	0,12
Colon	0,12
Polmone (vie respiratorie toraciche)	0,12
Stomaco	0,12
Vescica	0,05
Mammelle	0,05
Fegato	0,05
Esofago	0,05
Tiroide	0,05
Pelle	0,01
Superficie ossea	0,01
Rimanenti organi o tessuti <sup>22</sup>	0,05.

*Tabella 5. fattori di ponderazione.*

---

<sup>22</sup> per rimanenti organi e tessuti s'intendono: ghiandole surrenali, cervello, vie respiratorie extratoraciche, intestino tenue, reni, tessuto muscolare, pancreas, milza, timo e utero.

I valori dei fattori di ponderazione  $w_T$ , determinati a partire da una popolazione di riferimento costituita di un ugual numero di persone di ciascun sesso e di un'ampia gamma di età, si applicano, nella definizione della dose efficace, ai lavoratori ed alla popolazione e ad entrambi i sessi.

Nei casi eccezionali in cui un unico organo o tessuto tra i rimanenti riceva una dose equivalente superiore alla dose più elevata cui è stato sottoposto uno qualsiasi dei dodici organi per cui è specificato il fattore di ponderazione, a tale organo o tessuto si applica un fattore di ponderazione specifico pari a 0,025 e un fattore di ponderazione di 0,025 alla media della dose negli altri rimanenti organi o tessuti come definiti sopra.

Il limite di dose efficace per i lavoratori esposti è stabilito in 20 mSv in un anno solare.

Per i lavoratori esposti devono essere inoltre rispettati, in un anno solare, i seguenti limiti di dose equivalente, indicati nell'allegato IV:

- a) 150 mSv per il cristallino;
- b) 500 mSv per la pelle; tale limite si applica alla dose media, su qualsiasi superficie di 1 cm<sup>2</sup>, indipendentemente dalla superficie esposta;
- c) 500 mSv per mani, avambracci, piedi, caviglie.

Chiaramente, limiti specifici saranno applicati alle situazioni particolari di emergenza e gestione della stessa.

## **2.2 D. Lgs. 230/95 e 241/2000**

La normativa sulle sorgenti radioattive naturali è di recente definizione. La legge di riferimento è il D.Lgs. 230/95, cui è succeduto il più recente D.Lgs. 241/2000. Esso regolamenta, dal 1 gennaio 2002, anche le pratiche comportanti esposizioni a sorgenti naturali di radiazioni ionizzanti. Le disposizioni di tale decreto si applicano, citando il testo integrato dei decreti, a:

- a) costruzione, esercizio e disattivazione degli impianti nucleari;
- b) a tutte le pratiche che implicano un rischio dovuto a radiazioni ionizzanti provenienti da una sorgente artificiale o da una sorgente naturale nei casi in cui i radionuclidi naturali siano o siano stati trattati per le loro proprietà radioattive fissili o fertili e cioè:

- 1) alla produzione, trattamento, manipolazione, detenzione, deposito, trasporto, importazione, esportazione, impiego, commercio, cessazione della detenzione, raccolta e smaltimento di materie radioattive;

- 2) al funzionamento di macchine radiogene;
- 3) alle lavorazioni minerarie secondo le specifiche;

comprese le attività lavorative diverse dalle pratiche citate che implichino la presenza di sorgenti naturali di radiazioni; ed agli interventi in caso di emergenza radiologica o nucleare o in caso di esposizione prolungata dovuta agli effetti di un'emergenza oppure di una pratica o di un'attività lavorativa non più in atto.

Non si applica invece all'esposizione al radon nelle abitazioni o al fondo, naturale di radiazione, ossia non si applica né ai radionuclidi contenuti nell'organismo umano, né alla radiazione cosmica presente al livello del suolo, né all'esposizione in superficie ai radionuclidi presenti nella crosta terrestre non perturbata. Dal campo di applicazione sono escluse le operazioni di aratura, di scavo o di riempimento effettuate nel corso di attività agricole o di costruzione, fuori dei casi in cui dette operazioni siano svolte nell'ambito di interventi per il recupero di suoli contaminati con materie radioattive.

Con l'emanazione il 26 Maggio 2000 del decreto del Presidente del Consiglio n. 241 per l'attuazione della direttiva europea 29/96 in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti si da piena attuazione del precedente D. Lgs. 230/95 il quale rimandava a dei decreti da emanarsi la legislazione relativa ai seguenti casi:

- a) Radiazioni naturali, emesse da radon e toron<sup>23</sup>, e radiazioni  $\gamma$  negli ambienti lavorativi quali: tunnel, sotovie, catacombe, grotte e, comunque, in tutti i luoghi di lavoro sotterranei;
- b) Radiazioni naturali, come le precedenti, ma negli ambienti di lavoro, a partire da seminterrati e piano terreno, siti in aree a rischio individuate entro 5 anni dalla pubblicazione del decreto, dalle regioni e province autonome;
- c) Impiego e trattamento di materiali abitualmente non considerati radioattivi, ma che contengono radioisotopi naturali in quantità non trascurabile;
- d) Attività lavorative che comportano la produzione di residui abitualmente non considerati radioattivi, ma che contengono radionuclidi naturali e provocano un aumento significativo nell'esposizione di persone del pubblico e, eventualmente, dei lavoratori. È riportato un unico elenco preliminare delle attività interessate dalle lettere c) e d) al punto 1 dell'allegato I bis:

---

<sup>23</sup> Nella normativa si specifica che per ‘Radon’ deve intendersi l’isotopo 222 del radon, e per ‘Toron’ deve intendersi l’isotopo 220 del radon.

- industria dei fertilizzanti e depositi per il commercio all'ingrosso, purché contengano minerali fosfatici;
  - lavorazione di minerali nell'estrazione di: stagno, ferro-niobio da pirocloro e alluminio e bauxite;
  - lavorazioni di sabbie zirconifere e produzione di materiali refrattari, produzione di smalti e piastrelle;
  - lavorazioni di terre rare;
  - lavorazione ed impiego di composti del torio, per elettrodi da saldatura con torio, produzione di vetri (industria ottica) e reticelle per lampade a gas;
  - produzione di pigmento di biossido di titanio;
  - estrazione e raffinazione del petrolio ed estrazione di gas: presenza e rimozione di fanghi e incrostazioni in tubazioni e contenitori;
- e) attività estrattive di materiali non propriamente considerati radioattivi e gli stabilimenti termali;
- f) settore aeronautico per il personale navigante (a quote superiori di 8000 m).

Per quanto riguarda il radon il campo di applicazione della normativa si limita quindi solamente ai locali adibiti ad attività lavorative e rimangono escluse le abitazioni civili chiarendo espressamente il fatto che una collaboratrice domestica non è equiparata a lavoratore dipendente. Per il caso in esame, la radioattività naturale cui prestare attenzione è quella derivata dalla presenza di uranio e dei suoi prodotti, in particolare, come citato prima, del radon.

Come ricordato, il decadimento dell' $^{238}\text{U}$ , è responsabile della produzione, tramite il passaggio da alcuni prodotti intermedi di cui l'ultimo è il radio, che decade  $\alpha$ , nell'isotopo  $^{222}\text{Rn}$ ; l' $^{235}\text{U}$  dà origine a  $^{220}\text{Rn}$  e  $^{232}\text{Th}$  dà origine a  $^{219}\text{Rn}$  (*tab. 1*). Il maggior contributo della dose alla popolazione è dato dal  $^{222}\text{Rn}$  avendo gli altri isotopi un bassissimo tempo di dimezzamento. Il Radon produce a sua volta isotopi metallici radioattivi, di cui i più importanti sono:  $^{218}\text{Po}$   $^{214}\text{Pb}$   $^{214}\text{Bi}$ ,  $\text{Po}^{214}$ ,  $\text{Bi}^{210}$ ,  $\text{Po}^{210}$  e  $\text{Pb}^{206}$  la cui reattività chimica li porta a legarsi con il pulviscolo atmosferico che, una volta inalato dall'uomo, si fissa alle mucose polmonari. I tessuti, delicati e non protetti, si trovano in immediato contatto con gli isotopi radioattivi emettitori di particelle  $\alpha$ , il cui irraggiamento risulta pericoloso. Essi perciò, depositati sulle superfici dell'apparato respiratorio, particolarmente nell'area tracheobronchiale, causano assorbimento di radiazioni, per le quali il rischio connesso è lo sviluppo di danni ritardati, nella fattispecie, l'insorgenza di neoplasie a carico dell'apparato respiratorio.

Le catene di decadimento del Radon-222 e 220 sono schematicamente rappresentate in *fig. 7*.

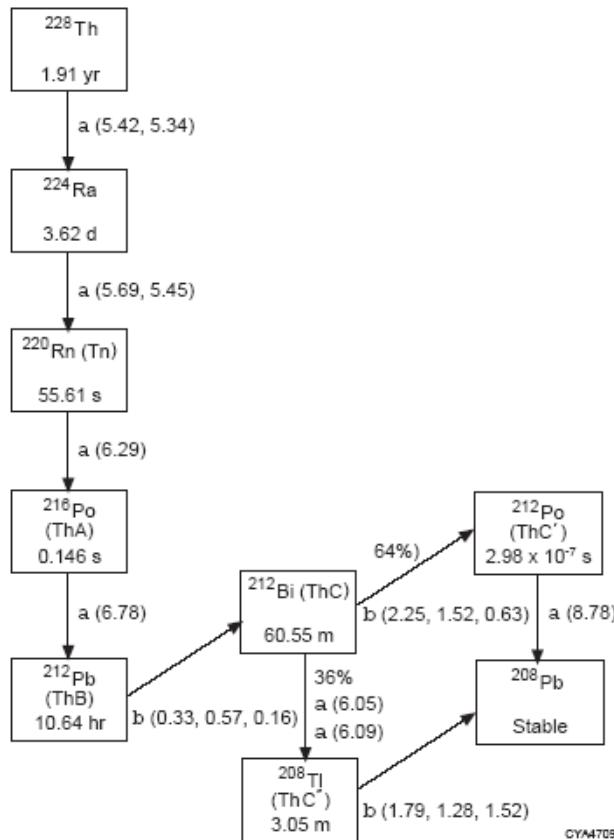
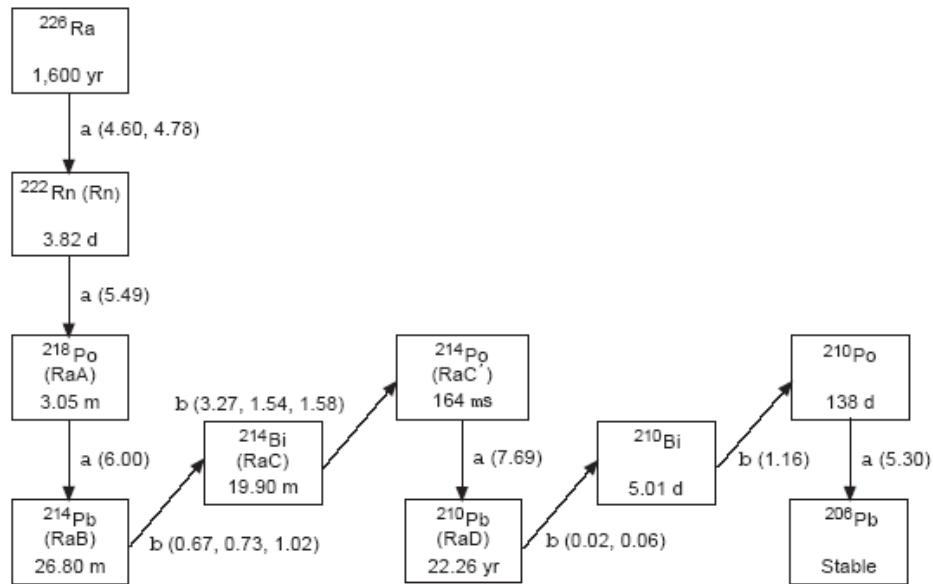


Figura 7. Decadimento del  $^{222}\text{Rn}$   $^{220}\text{Rn}$ .

Il suolo ubicato sotto l'edificio, o sotto e attorno alla costruzione sotterranea di cui ci si interessa è la principale sorgente di radon. In attività particolari, invece, va notato che la fonte primaria di radon può essere l'acqua utilizzata, ad esempio, quella termale. Il radon è infatti solubile e l'acqua può costituire tanto un mezzo di contaminazione quanto una via di esposizione esterna e, per ingestione, interna. Il gas accumula facilmente in ambienti chiusi, potendo così raggiungere

concentrazioni decine o centinaia di volte superiori a quelle presenti all'aperto. Le condizioni atmosferiche e climatiche ne condizionano l'accumulo: si hanno variazioni diurne e stagionali. Anche le abitudini domestiche e le caratteristiche dell'edificio e dei materiali da costruzione usati ne influenzano la presenza e l'accumulo. Per valutare il rischio medio in cui incorre il pubblico saranno allora necessarie delle campagne di misura puntuale e di durata nel tempo adeguata.

Per quanto riguarda le attività lavorative, nel caso in cui le concentrazioni di radon nell'aria sul luogo di lavoro superino il livello di azione stabilito a 500 Bq/kg, l'esercente è tenuto ad intraprendere delle misure atte a riportare, entro 3 anni, tale valore a concentrazioni inferiori.

Le campagne di misurazione e tutte le altre funzioni ispettive sono attribuite all'ANPA, che le esercita a mezzo dei propri ispettori. Essi sono nominati con provvedimento del presidente dell'ANPA stessa ed hanno diritto all'accesso ovunque si svolgano le attività soggette alla loro vigilanza. Potranno quindi procedere a tutti gli accertamenti che hanno rilevanza per la sicurezza nucleare e la protezione dei lavoratori, delle popolazioni e dell'ambiente, ai sensi di quanto indicato nei decreti relativi. In particolare possono:

- a) richiedere dati ed informazioni al personale addetto;
- b) richiedere tutte le informazioni, accedere a tutta la documentazione, anche se di carattere riservato e segreto, limitatamente alla sicurezza nucleare ed alla radioprotezione;
- c) richiedere la dimostrazione di efficienza di macchine e apparecchiature;
- d) procedere agli accertamenti che si rendono necessari a loro giudizio ai fini di garantire l'osservanza delle norme tecniche e delle prescrizioni particolari formulate ai sensi del presente decreto.

All'esercente (o a chi lo rappresenta sul luogo di lavoro) deve comunque essere rilasciata copia del verbale di ispezione, ed all'interno di tale verbale essi hanno diritto di fare inserire le proprie dichiarazioni. L'ispettore menziona, sempre nello stesso verbale, le ragioni dell'eventuale assenza della sottoscrizione da parte dell'esercente o del suo rappresentante.

Nell'esercizio delle loro funzioni gli ispettori della ANPA sono a tutti gli effetti ufficiali di polizia giudiziaria, e come tali hanno diritto a richiedere le informazioni, anche se riservate, necessarie.

Sussiste per l'ANPA ancora l'obbligo di informare gli organi di vigilanza competenti per territorio degli interventi effettuati.

A carico dell'esercente restano anche gli eventuali interventi mitigativi. Gli interventi di mitigazione non sono facili da attuare, specie nei grandi insediamenti estesi nel sottosuolo. A tale proposito il D.Lgs. considera la possibilità che, nonostante gli interventi realizzati, i livelli di

concentrazione di radon nell'ambiente siano ancora superiori al livello di azione definito dal decreto stesso. In questo caso, tuttavia, devono essere adottate le misure di tutela obbligatorie per i lavoratori professionalmente esposti a radiazioni ionizzanti.

Più specificatamente, coloro che eserciscono le pratiche citate, soggette all'attenzione ai livelli di radon, toron e radiazione  $\gamma$  in ambienti chiusi, interrati, seminterrati e primo piano, entro 2 anni dall'inizio dell'attività e avvalendosi di un organismo riconosciuto<sup>24</sup>, seguendo le linee descritte da apposita Commissione, devono obbligatoriamente effettuare una verifica del livello di concentrazione ambientale media annuale di radon, ovvero della dose assorbita dai lavoratori all'interno della struttura, e confrontarla coi livelli di azione<sup>25</sup>:

- 500 Bq/m<sup>3</sup>;
- 3 mSv/y<sup>26</sup>.

Se la concentrazione media annuale risulta essere:

- *inferiore all'80% del livello di azione, il rischio è considerato contenuto e l'esercente ha adempiuto al proprio obbligo, pur dovendo ripetere le valutazioni nel caso in cui cambiassero le condizioni ambientali e lavorative;*
- *compresa tra l'80% e il 100% del livello di azione, l'esercente deve ripetere la valutazione l'anno successivo;*
- *superiore al livello di azione: l'esercente deve inviare, entro un mese, comunicato all'ARPA, all'ASL e Dir. Prov. del Lavoro, ed inoltre deve progettare gli interventi di sanificazione, avvalendosi dell'esperto qualificato, e realizzarli entro 3 anni. Se la dose efficace assorbita dai lavoratori è inferiore a 3 mSv/y gli interventi possono non essere realizzati, fatta eccezione per asili e scuole.*

Nel caso in cui risulti superato il livello di azione, l'esercente è tenuto inoltre ad effettuare l'analisi dei processi lavorativi impiegati, ai fini della valutazione dell'esposizione alle radiazioni ionizzanti dei lavoratori, ed eventualmente di gruppi di riferimento della popolazione, sulla base della normativa vigente, delle norme di buona tecnica e, in particolare, degli orientamenti tecnici emanati in sede comunitaria.

Al termine degli interventi migliorativi l'esercente deve richiedere una nuova valutazione da parte di un esperto qualificato e

- *se i valori di dose efficace sono inferiori al livello di azione i luoghi di lavoro si ritengono risanati;*

---

<sup>24</sup> In attesa del riconoscimento statale di altri organismi ai sensi di legge, l'esercente può avvalersi degli organismi autorizzati di cui nel D.Lgs. 230/95, ovvero dell'ANPA, come citato, oppure di un esperto qualificato.

<sup>25</sup> Definiti nell'allegato I bis, che li definisce '*livello di concentrazione di attività di radon in aria o di dose efficace, il cui superamento richiede l'adozione di azioni di rimedio che riducano tale grandezza a livelli più bassi del valore fissato. Per i luoghi di lavoro di cui ... lettere a) e b), il livello di azione è fissato in termini di 500 Bq/m<sup>3</sup> di concentrazione di attività di radon media in un anno...il datore di lavoro non è tenuto ...a porre in essere azioni di rimedio ove la dose ...non sia superiore a 3mSv/y*'.

<sup>26</sup> il valore indicato, di 3 mSv/y, corrisponde alla dose efficace assorbita da un lavoratore che sosti per 2000 h/y ad una concentrazione di radon di 500 Bq/m<sup>3</sup>.

- se la dose permane maggiore, l'esercente predisponde affinché sia garantita la radioprotezione dei lavoratori prevista nel decreto: incarica di un esperto qualificato per la sorveglianza fisica e un medico autorizzato per la sorveglianza medica, limite delle dosi individuali, anche per mezzo di azioni organizzative, informazione dei lavoratori sui rischi connessi, sulle misure di tutela e sui risultati della sorveglianza cui sono sottoposti.

I tempi a disposizione dell'esercente sono relativamente ampi: per le nuove attività sono concessi per le misure 2 anni e ulteriori 3 per l'attuazione di interventi migliorativi, a meno che i livelli riscontrati non siano ‘alti’<sup>27</sup>, per cui sarà necessario agire con urgenza, e 3 + 3 anni per le attività già in essere. Secondo i termini del decreto 235/95, l'esercente avrebbe dovuto iniziare la campagna annuale di misurazione entro 18 mesi dalla pubblicazione del decreto, in attesa che l'apposita Commissione emanasse le linee guida di misura ed intervento. Il termine sarebbe quindi scaduto senza che la nomina della Commissione avesse avuto luogo. Conseguentemente a livello giuridico sarebbe caduto anche l'obbligo di misura<sup>28</sup>. Per ovviare a queste mancanze, come citato, il 31 agosto 2000 è stato pubblicato il D.Lgs. 241. Il decreto, nel quale sono nuovamente indicati gli adempimenti dei datori di lavoro (controlli, misure, eventuali azioni di risanamento, ecc...) nei confronti del problema, sono mantenute e confermate le linee principali del decreto 235/95 (il livello di azione di 500 Bq/m<sup>3</sup>, superato il quale devono essere adottati provvedimenti volti a ridurre l'esposizione al radon, le categorie di interesse, ecc...) ne ribadisce più puntualmente il contenuto e soprattutto ne rinnova i termini. Fin da subito dovranno essere misurati tutti gli ambienti di lavoro sotterranei. La tempistica è ancora più ampia: entro 5 anni, le Regioni dovranno indicare le aree in cui stabilire l'obbligo di effettuare controlli della concentrazione di radon anche negli ambienti di lavoro in superficie. Gli obblighi restano gli stessi indicati nel D.Lgs. 235/95. Per gli ambienti domestici non vi sono, attualmente, normative italiane. Anche in questo caso sono indicate alcune possibili azioni di rimedio per ridurre la concentrazione di radon negli edifici: eliminazione del radon dall'aria interna; ventilazione/miscelazione con aria esterna; riduzione dell'ingresso di radon. Il parametro principale con cui si valuta l'efficacia delle azioni di rimedio è rappresentato dal rapporto tra la concentrazione di radon in condizioni normali (concentrazione iniziale) e a seguito o durante l'intervento (concentrazione finale). Il successo di una azione di rimedio dipende ovviamente oltre che dalla concentrazione iniziale di radon, dal livello di riferimento, ossia quel valore al di sotto del quale si vuole ridurre la concentrazione stessa.

---

<sup>27</sup> Quanto alti non è specificato.

<sup>28</sup> A.L. Vergine – E. Giroletti, *Radiazioni ionizzanti, protezione di lavoratori, pubblico e pazienti*; 5.2.4 Le scadenze per la misura del radon, ed. Esselibri, 2000. L'urgenza sussiste comunque, a tale riguardo si citano i componenti della Commissione dei Presidenti delle Regioni autonome di Trento e Bolzano, che hanno comunque provveduto ad una bozza di linee guida per le misure di concentrazioni da radon.

Nonostante alcune lacune, appare chiaro come la normativa di radioprotezione sottolinei l'importanza del rischio da radon. Prevede l'adozione di procedure specifiche, volte a tutelare la salute di lavoratori e popolazione, richiede la presenza di figure professionali di settore competenti e qualificate, la predisposizione di attività di prevenzione e protezione dai rischi derivanti dalla presenza di radiazioni ionizzanti. Pur tuttavia, per quanto riguarda gli interventi mitigativi, nella normativa si fa riferimento a riguardo al ‘principio di ottimizzazione’, riferito qui a fattori da un lato economici, dall’altro sociali, non facilmente confrontabili. Il rapporto rischi-benefici non è chiaro: se il rischio è corso dal lavoratore, del beneficio godono lavoratore ed esercente, a carico economico del secondo dei due soggetti. Non è univoca quindi l’interpretazione del principio, ed i requisiti dell’ottimo cercato. È necessaria comunque una quantificazione omogenea delle due grandezze. A proposito degli interventi di mitigazione, va detto che il loro costo può essere elevato e l’efficacia può non essere quella sperata. La complessità di un intervento su di un’opera terminata e ad anni dall’inizio della attività lavorativa che in essa ha sede può non essere trascurabile, e sarà comunque più onerosa rispetto ad un’analisi al momento del progetto preliminare, che prospetti l’adozione di eventuali accorgimenti tutelativi già nella fase di progetto esecutivo (ovviamente nel caso in cui si disponga dei dati necessari ad un’analisi di questo tipo).

Nel caso in esame, osservati i valori riportati dalle varie misurazioni di radioattività in vari siti della zona interessata dal passaggio delle gallerie del Treno Alta Velocità, si può affermare che il problema non è trascurabile in linea di principio, in quanto, sebbene alcuni valori rilevati siano bassi, altri valori di radioattività sono sufficientemente elevati da meritare attenzione e indagine. Appare d’interesse particolarmente la messa a punto di un modello atto a stimare le concentrazioni di Radon negli ambienti sotterranei progettati, e della dose da radiazioni ionizzanti conseguente alla permanenza nei locali considerati. Occorrerebbe comunque una ulteriore e più accurata serie di misurazioni: qualora il tunnel fosse già costruito, la via più semplice sarebbe costituita da misurazioni dirette all’interno del tunnel per la rilevazione della concentrazione di radon. Tuttavia, poiché l’opera per ora è ferma alla fase di progetto, si dovrà ricorrere a misurazioni nella roccia circostante per valutare la concentrazione di uranio, e da qui - mediante opportuni modelli – risalire ad una previsione della concentrazione di radon nell’aria all’interno della galleria.

# **Capitolo 3**

## **IL CODICE RESRAD**

### **3.1 Generalità**

---

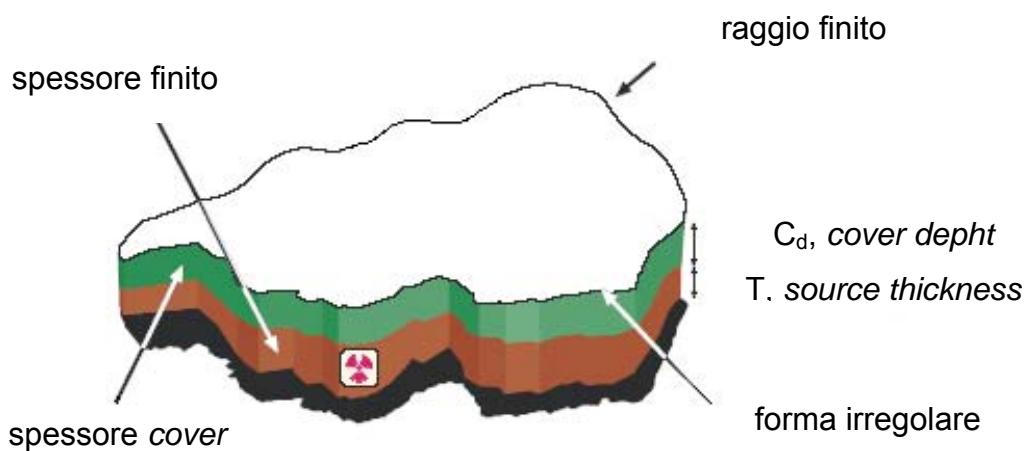
Al fine di calcolare la dose assorbita in seguito alla contaminazione descritta si è deciso di utilizzare il codice RESRAD. La prima versione (1989) di tale codice è stata sviluppata dal *Department of Energy* statunitense (DOE)<sup>29</sup> al fine di applicare operativamente le indicazioni sul calcolo delle dosi da radiazioni per contaminazione ambientale, e la versione che utilizzata nello svolgimento del presente lavoro è la sesta. I programmi della famiglia di codici RESRAD sono compilati usando FORTRAN 95, mentre l'interfaccia Windows è stata sviluppata tramite Visual Basic 6.0.

La caratterizzazione del sito contaminato avviene attraverso l'inserimento di valori numerici per numerosi parametri (porosità del terreno, permeabilità, spessore ed estensione dello strato contaminato, spessore dello strato saturo e di quello insaturo, ecc.). Il calcolo della dose tiene conto delle diverse vie d'esposizione. Per l'esposizione al radon vengono considerati dei parametri di inalazione tra cui i più importanti sono la durata dell'esposizione e il tempo per cui si rimane all'interno della struttura considerata per il calcolo. Per quest'ultima bisogna inserire le dimensioni e la profondità dal livello del suolo. Invece per la dose da ingestione vengono considerate sia la dieta della popolazione e sia quella degli animali da cui si ricavano i cibi. I dati forniti in uscita dal codice sono assai numerosi: fra questi, i più importanti sono la dose impegnata nel tempo, la concentrazione dei radionuclidi nelle diverse matrici e il rischio sanitario (numero di eventi tumorali in eccesso). Inoltre tutti i dati in uscita possono essere rappresentati da vari grafici ottenibili dall'andamento temporale di diverse grandezze.

### **3.2 Termine di sorgente**

---

Innanzitutto, va precisato che la zona contaminata, definita come una regione nella quale almeno un radionuclide sia presente nel sottosuolo, rappresenta il punto di partenza di tutte le valutazioni e costituisce il termine di sorgente a origine di ogni altra via di esposizione. In presenza di contaminazione di nuclidi radioattivi, l'analisi che il programma effettua ha lo scopo di derivare i valori di dose e le *soil guidelines*, ovvero le concentrazioni di contaminanti principali<sup>30</sup> massime ammissibili nel terreno tali da non causare il superamento per l'uomo dei limiti di dose indicati. Il calcolo viene effettuato conoscendo le caratteristiche di contaminazione, geometriche e dei materiali presenti nella zona contaminata. Tenendo conto di tutte le diverse vie di esposizione, i valori di dose calcolati vengono forniti sia in riferimento alla via di esposizione e sia al nucleo che ne è stato origine. Si assume che i radionuclidi siano distribuiti uniformemente all'interno della zona contaminata. Un fattore di forma provvede poi correggere i valori trovati in ragione della differenza tra la dose stimata idealmente e la dose effettiva, nel caso in cui si desideri calcolare la dose da irradiazione all'esterno. La profondità della copertura, *cover depth*, rappresenta la distanza tra la superficie e il campione di suolo contaminato meno profondo; il *cover depth* più lo spessore della zona contaminata corrisponde alla distanza tra superficie e terreno trascurabilmente contaminato. La geometria della zona contaminata risulta così essere quella mostrata in figura 8.



*Figura 8. Geometria della zona contaminata.*

---

<sup>29</sup> Questa, le precedenti versioni, i manuali d'uso e gli altri codici RESRAD sono disponibili all'indirizzo <http://web.ead.anl.gov/resrad>.

<sup>30</sup> si intende per radionuclide principale quelle specie che presentino tempo di dimezzamento di almeno 1 o 6 mesi, a seconda del periodo scelto dall'utente.

Se le distribuzioni di radionuclidi sono approssimativamente uniformi, la geometria della sorgente è costituita da un cilindro che delimita una zona omogenea. In caso contrario, si rappresenta la sorgente con due o più cilindri.

La dipendenza temporale della dose in cui incorre un membro del gruppo critico è determinata da:

- *rateo di rimozione di radionuclidi dalla zona contaminata*
- *rateo di crescita e di decadimento dei radionuclidi*
- *rateo di erosione del cover e del materiale contaminato*
- *rateo di trasporto del contaminante attraverso le vie di esposizione ambientali.*

Il primo e il terzo processo accorrono principalmente all'interno della zona contaminata, l'ultimo al di fuori, ed il secondo in ambo i mezzi.

### **3.3 Vie di esposizione**

---

Le possibili vie di esposizione (*pathways*) sono indicate nella Tabella 6. Le tre scritte in grassetto corrispondono alle tre vie attraverso le quali un radionuclide può causare esposizione al corpo umano. Nella prima, l'esposizione avviene per radiazione esterna, da radionuclidi al di fuori del corpo. Nella seconda e nella terza invece, l'esposizione è causata da radiazione interna a causa della presenza di radionuclidi che vengono inalati o ingeriti. A questi tre tipi di vie d'esposizione corrispondono tre diverse librerie di fattori di conversione a dose.

External radiation			Inhalation				Ingestion		
Ground:	Air:	Water	Dust	Radon and its decay products	Other gaseous airborne radionuclides	Food:	Water:	Soil	
Volume source, Surface source.	Dust, Radon and radon decay products, Other gaseous airborne radionuclides.					Plant foods (vegetables, grains, and fruits), Meat, Milk, Aquatic foods (fish, crustacea, and mollusks).	Groundwater (well), Surface water.		

*Tabella 6. Potential pathways.*

Nella pratica i vari punti elencati in tabella contribuiranno alla contaminazione umana componendo svariate vie di esposizione, e le varie categorie oltre che comporre la via di esposizione all'uomo andranno anche a sovrapporsi a vicenda. Per esempio, vi saranno varie vie di esposizione che si riferiscono all'ingestione di piante, e l'acqua di falda può contribuire ad esse se usata per irrigazione tanto quanto alla via d'esposizione 'diretta' di ingestione di acqua contaminata. I contributi minori andranno distinti ed ignorati. Essi non sono presi in considerazione nel derivare le *soil guidelines*. Ad esempio, la radiazione esterna data dalla presenza di uno strato di materiale radioattivo formato dalla deposizione di radionuclidi trasportati dall'aria e allontanati dalla sorgente dal vento è ragionevolmente considerata trascurabile se comparata alla radiazione esterna data dal materiale radioattivo nel suo luogo di origine. Allo stesso modo la radiazione esterna data da acqua contaminata sarà trascurabile rispetto alla esposizione interna data dall'ingestione dei radionuclidi presenti nell'acqua. Da ultimo esempio si può citare la dose esterna causata dalla presenza di radionuclidi trasportati in aria e legati alle polveri (pulviscolo e aerosol), la quale sarà molto minore che la dose data dalla inalazione delle polveri contaminate o composte dal materiale stesso (fig. 9).

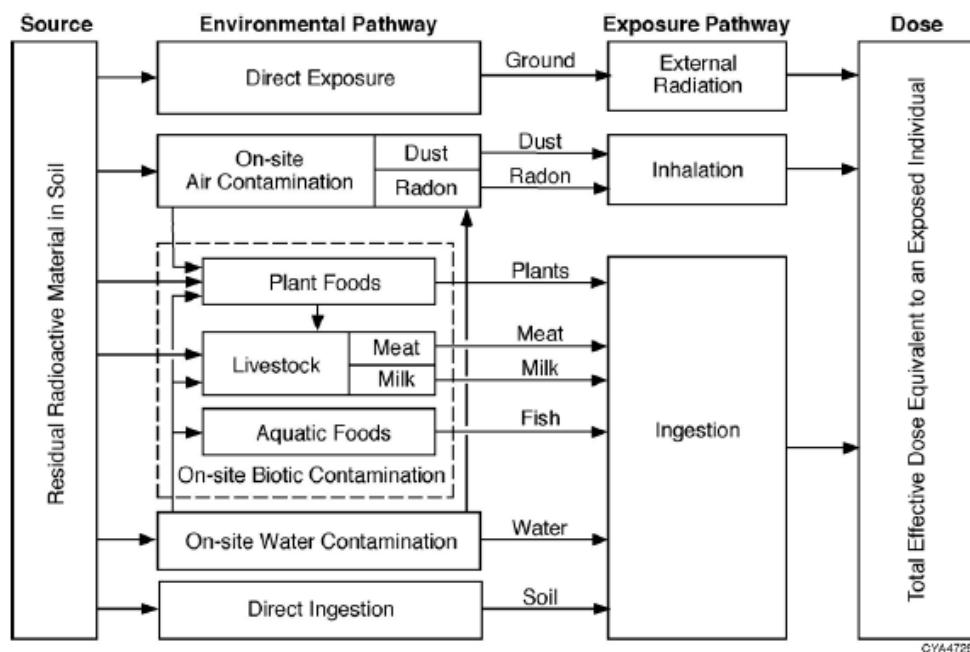


Figura 9. Rappresentazione schematica delle vie di esposizione considerate in RESRAD.

La dose da radiazione esterna appunto per i prodotti del radon sarà trascurabile rispetto alla dose interna per inalazione data ai polmoni, o rispetto alla dose esterna data dai parenti del radio nel suolo o quella, sempre interna, causata da ingestione di piante cresciute sul suolo contaminato.

### **3.4 Irraggiamento esterno**

---

Le cause di radiazione esterna dominanti e le uniche considerate in RESRAD<sup>31</sup> sono le radiazioni  $\gamma$ <sup>32</sup> e  $\beta$  date da radionuclidi distribuiti nella zona contaminata. Tale dose è prima calcolata per un individuo esposto continuativamente a radiazione, da una zona contaminata, di dimensioni infinite, alla distanza di 1 metro dalla superficie. Sono poi utilizzati dei coefficienti di correzione per tenere conto dell'area finita della zona contaminata, dello spessore, dell'effetto schermante dato dall'eventuale presenza di uno strato di suolo non contaminato ( $C_d > 0$  in *fig. 1*) o della forma irregolare, della presenza di pareti e pavimenti in un edificio, dell'occupazione non continuativa del suolo.

### **3.5 Irraggiamento interno**

---

L'esposizione interna è necessariamente causata da assunzione di materiale radioattivo per:

- ingestione;
- inalazione;
- *inwood* su ferite o escoriazioni;

Principale contributo all'esposizione interna per inalazione è dato dai prodotti di decadimento del radon e, per conseguenza della loro presenza in aria, dall'inalazione delle polveri contaminate. La via che conduce all'esposizione per inalazione sarà quindi formata da due segmenti consecutivi:

il primo collegherà la sorgente (zona contaminata) con i radionuclidi trasportati in aria;

il secondo collegherà tali radionuclidi con l'individuo esposto (inalazione).

Sarà l'inalazione la parte influenzata dal fattore di occupazione, ovvero la frazione di tempo durante il quale l'individuo inala l'aria sovrastante la zona contaminata, e dal fattore di inalazione ( $m^3/h$ ), appunto. I valori numerici di questi coefficienti sono consigliati dall'ICRP (1975). Sarà necessario conoscere il meccanismo col quale le particelle di contaminante diventano aerosol per risospensione o sono prodotte per decadimento di inquinanti gassosi già in

---

<sup>31</sup> Anche la dose da neutroni può essere significativa in alcuni casi, in presenza di radionuclidi transuranici.

<sup>32</sup> Per le radiazioni  $\gamma$  va notato che, essendo molto penetranti, la dose in un certo punto del dominio dipenderà dalla distribuzione della sorgente a distanze anche considerevoli. La distribuzione della dose al corpo sarà circa uniforme.

aria, come questi diano nascita a prodotti non gassosi e in che percentuale essi si uniscano alle polveri presenti in aria, come le particelle siano trasportate ed infine diluite. Si vorrà quindi modellizzare il processo con cui i radionuclidi sotto forma di aerosol si sospendono in aria e il processo con cui essi raggiungono l'uomo: ai due passaggi corrispondono un rateo di ‘emissione’ dalla sorgente e un rapporto di concentrazioni (concentrazione di radionuclidi trasportati in aria al punto di esposizione rispetto alla corrispondente ‘emissione’ dalla sorgente). Operativamente la conoscenza del rapporto tra concentrazione di radionuclide sospeso su quella al suolo è utile sia per il calcolo delle dosi date attraverso vie di esposizione che coinvolgono l’ingestione di piante che l’inalazione di per sé.

Per il caso del radon, considerato come via di esposizione a sé stante, tali rapporti sono calcolati risolvendo l’equazione della diffusione per il suolo e per l’atmosfera.

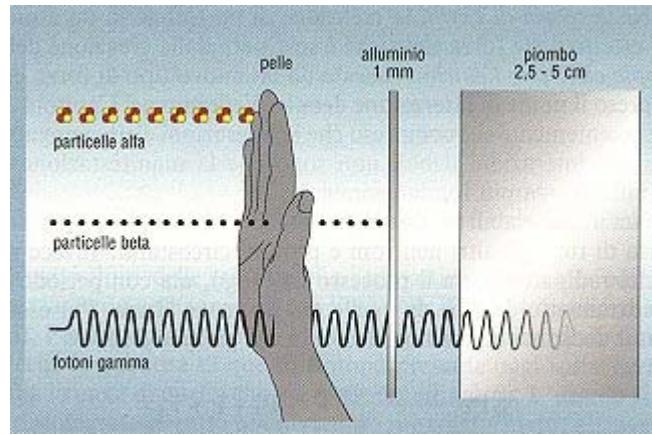
### **3.6 Dose conversion factors**

---

La distribuzione di dose all’interno del corpo umano dipende dal tipo di radiazione e dal punto dal quale la radiazione viene emessa (internamente o esternamente rispetto al corpo umano). I fattori da utilizzare per ottenere i valori di dose equivalente sono indicati dall’ICRP (1991). La E.D.E., dose equivalente efficace, è la somma pesata della dose ai vari organi. I fattori peso per gli organi sono proporzionali al rischio potenziale associato all’irraggiamento dell’organo specifico. Allora i fattori di dose usati per derivare le *soil concentration guidelines* sono basati sui valori di E.D.E. la dose interna ad organi e tessuti del corpo umano è stimata utilizzando dei fattori che rappresentano l’equivalente di dose impegnato<sup>33</sup> per unità di radionuclide assunto per inalazione o ingestione. Nel caso di radiazione esterna, il rateo di dose agli organi dipende dalla concentrazione nell’ambiente, e la profondità raggiunta nel tessuto dipende dal tipo di radiazione stessa (*fig. 10*).

---

<sup>33</sup> C.E.D.E., è la dose equivalente a organi o tessuti che sarà ricevuta da un individuo a causa della assunzione del materiale radioattivo durante i 50 anni successivi all’assunzione stessa. I fattori che rappresentano il valore di CEDE per unità di intake di radionuclidi sono riportati in Appendix B (Table B.1) per inalazione e Appendix D (Table D.1) per ingestione del manuale d’uso di RESRAD. Questi valori sono tratti dal Federal Guidance Report No. 11 (FGR-11) (Eckerman et al. 1988).



*Figura 10. Potere di penetrazione di alcuni tipi di radiazione.*

Queste relazioni sono espresse dai fattori D.C.F. (*dose conversion factors*). Per esposizione interna, il D.C.F. è il rapporto tra C.E.D.E. e la quantità di radionuclide comunque assunto. Per irraggiamento interno, il D.C.F. è il rapporto tra il rateo di dose equivalente E.D.E. e la concentrazione del radionuclide nelle matrici ambientali (aria, acqua, suolo).

### **3.7 Ingestione e inalazione**

---

La dose per ingestione ed inalazione è stata esaminata sistematicamente nella pubblicazione 30 dell'ICRP (1979-1982). Le dosi equivalenti ad organi o tessuti sono calcolate con modelli che :

- descrivono l'ingresso dei materiali all'interno del corpo (nei tratti respiratorio e gastrointestinale) e la deposizione e conseguente ritenzione dei radionuclidi nel corpo;
- stimano l'energia depositata nei tessuti.

Il modello dell'ICRP divide il tratto respiratorio in 3 regioni:

- nasofaringeale;
- tracheobrochiale;
- polmonare.

Queste regioni sono connesse le une alle altre ed ognuna è collegata ai fluidi corporei (sistemi ematico, linfatico) e al tratto gastrointestinale. La frazione di radioattività inalata depositata in queste regioni è funzione della grandezza delle particelle sospese in aria. Per caratterizzare

l'aerosol si usa l'AMAD (activity median aerodynamic diameter). Il rateo al quale il materiale depositato è rimosso è invece considerato indipendente dalla taglia del articolato ma è comunque legato alla composizione chimica della particella. Per semplicità la componente chimica è schematizzata assegnando le particelle a 3 classi caratterizzate da un certo rateo di rimozione dai polmoni<sup>34</sup>.

Una parte del materiale inizialmente depositato nei polmoni raggiunge il tratto gastrointestinale e, ovviamente, i radionuclidi ingeriti vi accedono direttamente. Il modello dell'ICRP prevede di suddividere anche il tratto gastrointestinale in comparti:

- *stomaco;*
- *intestino tenue;*
- *intestino crasso;*
- *retto.*

L'assunzione di materiali nei fluidi corporei è considerata avvenire all'interno dell'intestino tenue, al loro frazione dipende dalla composizione chimica del materiale ingerito. I radionuclidi convogliati nei fluidi corporei sia attraverso i polmoni sia attraverso l'intestino possono venire depositati in più organi nel corpo. I processi metabolici e il decadimento radioattivo riducono la radioattività nel corpo. I processi di rimozione e adduzione da e verso un organo sono schematizzati tramite un modello in cui ogni organo è rappresentato da un compartimento dal quale il rateo di rimozione è direttamente proporzionale alla quantità di radionuclide presente. Questo approccio porta a rappresentare l'andamento nel tempo della attività nel corpo come funzioni che siano, in generale, somme di esponenziali decrescenti.

Nel calcolo della dose da assunzione di radionuclidi nel corpo, la presenza di prodotti di decadimento radioattivo deve essere presa in considerazione<sup>35</sup>. Tali prodotti infatti potranno essere a loro volta radioattivi e dare quindi un contributo alla dose. Se nell'esposizione esterna questi radionuclidi possono essere considerati indipendentemente dai progenitori, nella valutazione della dose data da radionuclidi inalati o ingeriti o comunque introdotti nell'organismo, essi vanno considerati congiuntamente, perché la loro distribuzione negli organi del corpo dipenderà dal comportamento metabolico dei progenitori. Perciò i loro contributi alla dose totale sono inclusi nei D.C.F. per i radionuclidi che danno prodotti radioattivi.

---

<sup>34</sup> Le particelle sono suddivise in 3 classi: D, W, Y, con tempi di rimozione dall'organismo dell'ordine dei giorni, settimane, anni, rispettivamente.

<sup>35</sup> Si considerano come catena di decadimento tutti i prodotti del decadimento del radionuclide principale fino al prossimo radionuclide principale o stabile *non incluso*. A ogni radionuclide principale sono associati i D.C.F. dei radionuclidi della sua catena, che sono assunti essere *in equilibrio* con esso al momento della esposizione.

## **3.8 Scenari d'esposizione**

---

Gli scenari di esposizione (*exposure scenario*) sono costituiti da quell'insieme di abitudini e caratteristiche dell'attività umana che possono influire sul rilascio di radioattività dalla zona contaminata e sull'ammontare della dose ricevuta in loco. Ve ne possono quindi essere molti, e principalmente dipenderanno dal tipo di sito: dalla sua destinazione d'uso, dall'area nella quale è inserito, dalle sue caratteristiche fisiche e geografiche, etc...

I parametri impostati di default in RESRAD si riferiscono allo scenario di esposizione '*resident farmer*'. Tale scenario include tutte le vie di esposizione che possono presentarsi e risulta dunque quello che conduce ad un valore di dose calcolato maggiore a parità di concentrazione di radionuclidi nel suolo contaminato. Altri tipi di scenario possono essere presi in considerazione modificando alcuni parametri nelle formule usate per il calcolo del trasporto di radionuclidi.

## **3.9 *Resident farmer* scenario**

---

Nel *resident farmer* scenario si considera l'occupazione del suolo costante e priva di restrizioni radiologiche da parte di una famiglia di persone che costruiscono e dimorino in un edificio posto sulla zona contaminata, e coltivino il terreno ed allevino animali per il fabbisogno domestico. I membri del gruppo considerato riceveranno una dose per:

- *irradiazione diretta dei radionuclidi nel suolo;*
- *inalazione di polveri di materiale risospeso (se il materiale radioattivo è esposto al contatto con l'aria);*
- *inalazione di radon e suoi prodotti di decadimento;*
- *ingestione di vegetali coltivati sul suolo contaminato;*
- *ingestione di latte e carne di animali allevati sulla zona contaminata;*
- *ingestione di pesci vissuti in acque contaminate da infiltrazione dalla zona contaminata;*
- *ingestione di acqua di pozzo o di bacini superficiali contaminati;*
- *ingestione di suolo contaminato.*

I residenti invia permanente, più che gli individui esposti a causa di attività non associate

all’occupazione stabile, sono scelti come gruppo critico perché generalmente l’esposizione cui sono sottoposti è la più consistente e coinvolge più vie di esposizione. Il gruppo non residente che può incorrere in dosi significative sarà costituito dai lavoratori impegnati nella realizzazione di opere site sul suolo contaminato che ne presuppongano la movimentazione. L’esposizione di tali lavoratori sarà comunque limitata ad alcuni mesi e, nel corso della giornata, alle sole ore lavorative. Essa sarà in genere difficilmente pari a quella cui un residente è sottoposto. Altrettanto dicasi per altri possibili scenari.

Le *soil concentration guidelines* sono calcolate considerando che l’esposizione avvenga in loco, e non considerando la dose ottenibile al di fuori della zona contaminata, perché la prima modalità (l’esposizione *on-site*) sarà più consistente, o per lo meno pari, alla seconda. La radiazione esterna, infatti, decresce rapidamente con la distanza dalla sorgente, e le vie di esposizione secondarie (materiale trasportato in aria o acqua contaminata da radionuclidi erosi dal suolo) hanno efficacia minore. I contributi da inalazione decrescono per la stessa ragione (minori concentrazioni) col crescere della distanza, così come i contributi dati da ingestione di acqua contaminata, anche se meno velocemente. Nel considerare invece l’intera catena alimentare sorgono problemi legati alla necessaria maggiore attenzione a fenomeni di accumulo in particolari alimenti. Comunque il maggiore contributo è costituito in genere dall’alimentazione, sempre se questa comprende alimenti autoctoni.

I parametri che caratterizzano lo scenario devono essere assegnati ragionevolmente in base alle abitudine che ci si aspetta resistano durante l’esposizione e per un tempo indefinito. Il parametro principale per l’ingestione di cibo è ovviamente la frazione che di esso è prodotto sul sito. Credibilmente si considera che tale frazione costituisca  $\frac{1}{2}$  del totale di alimenti vegetali per una famiglia di 4 persone che coltivino un’area di almeno 0,1 ettari, e che tutto il fabbisogno di latte e carni sia soddisfatto da un’area dedicata di almeno 2 ettari, sempre per lo stesso numero di persone.

Le possibili vie di esposizione coinvolte nell’analisi di vari scenari sono riportate in tabella 6.

### **3.10 Altri scenari d’esposizione**

Gli altri scenari d’esposizione potenziali includono (ma le possibilità sono verosimilmente molte) le combinazioni:

- suburban resident;

- industrial worker;
- recreationist.

Generalmente nell'ambito di questo scenari l'esposto passa meno tempo sul sito rispetto al citato *resident farmer* scenario, e meno vie di esposizione sono coinvolte (*tab. 7*).

I parametri caratterizzanti lo scenario sono modificabili dall'utente, ma, in determinate circostanze, sarà opportuno modificare i valori di altri parametri. Ad esempio, il valore della taglia del particolato di default (1  $\mu\text{m}$ ) può essere cambiato se se ne conosce il valore corretto<sup>36</sup> e così via. I principali parametri, per i tipi di scenario citati, sono riportati in *tab. 8*.

Pathway	Resident Farmer <sup>a</sup>	Suburban Resident <sup>b</sup>	Industrial Worker <sup>c</sup>	Recreationist <sup>d</sup>
External gamma exposure	Yes	Yes	Yes	Yes
Inhalation of dust	Yes	Yes	Yes	Yes
Radon inhalation	Yes	Yes	Yes	Yes
Ingestion of plant foods	Yes	Yes	No	No
Ingestion of meat	Yes	No	No	Yes
Ingestion of milk	Yes	No	No	No
Ingestion of fish	Yes	No	No	Yes
Ingestion of soil	Yes	Yes	Yes	Yes
Ingestion of water	Yes	No	No	No

<sup>a</sup> *Resident Farmer*: l'acqua usata per l'alimentazione, gli usi domestici, l'irrigazione etc... proviene da un pozzo in loco.

<sup>b</sup> *Suburban Resident*: nullo il consumo di carne o latte o acqua ottenuti dal sito.

<sup>c</sup> *Industrial Worker*: nullo il consumo di acqua o qualsiasi cibo ottenuti dal sito.

<sup>d</sup> *Recreationist*: nullo il consumo di cibo prodotto sul sito eccetto per pesci pescati in pozze superficiali, nullo anche il consumo di acqua.

*Tabella 7. Vie d'esposizione da considerarsi nell'ambito di vari scenari.*

<sup>36</sup> Il valore di è usato nel calcolo del fattore di conversione a dose per inalazione. Usando il 'dose conversion factor editor' in RESRAD sarà possibile, introducendo il valore corretto, produrre il corrispondente fattore di conversione a dose.

Parameter	Unit	Resident Farmer	Suburban Resident	Industrial Worker	Recreationist
Exposure duration	yr	30	30	25	30
Inhalation rate <sup>a</sup>	m <sup>3</sup> /yr	8,400	8,400	11,400	14,000
Fraction of time indoors <sup>b</sup>	- <sup>c</sup>	0.50	0.50	0.17	-
Fraction of time outdoors <sup>d</sup>	-	0.25	0.25	0.06	0.006
Contaminated fractions of food <sup>e</sup>					
Plant food	-	0.5	0.1	Not used	Not used
Milk	-	1.0	Not used	Not used	Not used
Meat	-	1.0	Not used	Not used	1.0
Aquatic food	-	0.5	Not used	Not used	0.5
Soil ingestion <sup>f</sup>	g/yr	36.5	36.5	36.5	36.5
Drinking water intake <sup>g</sup>	L/yr	510	Not used	Not used	Not used

<sup>a</sup> RESRAD assume un rateo medio di inalazione di 8,400 m<sup>3</sup>/yr per il resident farmer e il suburban resident scenarios. Per l'industrial worker scenario assume una media di rateo d'inalazione di 1.3 m<sup>3</sup>/h. Per il recreationist scenario, si considera che l'individuo svolga una attività moderata, quindi il rateo corrispondente è 1.6 m<sup>3</sup>/h.

<sup>b</sup> RESRAD assume che il 'resident farmer' e il 'suburban resident' passino il 50% del tempo sulla zona contaminata. Per il lavoratore industriale, si considera che questo spenda 6 h/d (1,500 h in un anno) sul sito.

<sup>c</sup> il parametro è adimensionato.

<sup>d</sup> RESRAD assume che il 'resident farmer' e il 'suburban resident' passino il 25% del tempo al di fuori della zona contaminata. Per il lavoratore industriale, si considera che questo spenda 2 h/d (500 h in un anno) fuori dal sito. Per il recreationist scenario, si assume che l'individuo passi 50 h all'aperto sul sito in un anno.

<sup>e</sup> RESRAD corregge i valori di contaminazione di piante, carne, latte, in base all'area contaminata. I valori in tabella si riferiscono ad un'area molto estesa. (>20,000 m<sup>2</sup> per carne e latte e >1,000 m<sup>2</sup> per i vegetali).

<sup>f</sup> RESRAD usa un rateo di ingestione 36.5 g/yr. È poi corretto in base al fattore di occupazione, che è la somma del tempo passato sul sito (tempo passato all'aperto e al chiuso). Il valore medio suggerito dall' EPA Exposure Factor Handbook (EPA 1997) è 50 mg/d.

<sup>g</sup> RESRAD considera l'ingestione di acqua solo per residenti, ed il rateo di ingestione è 510 L/yr.

Tabella 8. Principali parametri usati negli scenari di base considerati.

### **3.11 Soil guidelines**

---

Il criterio principale per permettere l'occupazione e l'uso di un sito senza restrizioni radiologiche è costituito dal rispetto dei limiti di dose. Come già accennato, RESRAD converte i limiti di dose in *soil guidelines*<sup>37</sup>, utilizzando dei ‘rapporti di conversione’ dose/sorgente, che saranno determinati dall'unione di altri fattori:

- i DCF, *dose conversion factors*;
- ETF, *environmental transport factors* (fattori di trasporto);
- SF, *source factors* (fattori di sorgente).

Più in generale, il rispetto del limite di dose corrisponde alla restrizione:

$$H_E(t) \leq H_{EL} \quad t_r \leq t \leq t_h;$$

dove

$H_E(t)$  è la dose T.E.D.E.<sup>38</sup> media annuale ricevuta da un membro del gruppo critico al tempo  $t$ ;

$H_{EL}$  è il limite di dose<sup>39</sup>;

$t_r$  è il tempo al quale il sito è rilasciato all'utilizzo dopo la perizia radiologica<sup>40</sup>;

$t_h$  è l'orizzonte temporale<sup>41</sup>.

Il tempo al quale si pone avvenga il rilevamento di radioattività è il tempo 0. Se i radionuclidi sono distribuiti uniformemente nella zona contaminata, allora l'equazione precedente può essere scritta come:

$$M(t) = \sum_i S_i(0)/G_i(t) \leq 1 \quad t_r \leq t \leq t_h;$$

dove

$M(t)$  è al frazione del limite di dose ricevuta mediamente da un membro del gruppo critico al tempo  $t$ ;

$S_i(0)$  è la concentrazione iniziale dell' $i$ -esimo radionuclide principale (Bq/kg);

$G_i(t)$  è la *soil concentration guideline* per l' $i$ -esimo radionuclide principale (Bq/kg).

La variabile  $M(t)$  è detta *mixture sum*. Le concentrazioni  $S_i$ ,  $G_i$ , si riferiscono sempre a

---

<sup>37</sup> Specificate come concentrazioni di nuclidi principali.

<sup>38</sup> TEDE, dose ‘totale equivalente’ è la somma di EDE (esterna) e CEDE (interna).

<sup>39</sup> Valore di default 0,25 mSv/y.

<sup>40</sup> Valore di default 1 y.

<sup>41</sup> Valore di default 1000 y.

radionuclidi principali. Sono radionuclidi principali quelle specie che presentano tempo di dimezzamento almeno pari a 1 o 6 mesi, a discrezione dell'utente. La catena di decadimento di un radionuclide principale comprende i suoi prodotti di decadimento fino al primo radionuclide principale non incluso. Essi sono quindi ‘radionuclidi associati’, ed hanno tempo di dimezzamento minore di 1 o 6 mesi rispettivamente. Si assume che il radionuclide principale sia in equilibrio con gli associati al momento della esposizione<sup>42</sup>. I radionuclidi principali e gli associati inclusi in RESRAD sono indicati in tabella 9. Selezionando il limite inferiore di vita media per un radionuclide principale di 6 mesi, si hanno a disposizione 74 nuclidi principali e 53 associati.

Principal Radionuclide <sup>a</sup>		Associated Decay Chain <sup>b</sup>	Terminal Nuclide or Radionuclide <sup>c</sup>	
Species	Half-life (yr)		Species	Half-life (yr)
H-3	12.35	- <sup>d</sup>	He-3	*
C-14	5,730	-	N-14	*
Na-22	2.602	-	Ne-22	*
Al-26	$7.16 \times 10^5$	-	Mg-26	*
Cl-36	$3.01 \times 10^5$	-	Ar-36 (1.9%)	*
			S-36 (98.1%)	*
K-40	$1.28 \times 10^9$	-	Ca-40 (89.3%)	*
			Ar-40 (10.7%)	*

<sup>42</sup> L'equazione di bilancio di una catena di decadimento, chiamate  $N_1(t)$ ,  $N_2(t)$ , ...,  $N_n(t)$  il numero di nuclei presenti al tempo  $t$  per le specie 1, ..., n, sarà:

$$dN_1(t) = -\lambda_1 N_1(t)dt + S_1(t)dt$$

$$dN_2(t) = -\lambda_2 N_2(t)dt + \lambda_1 N_1(t)dt + S_2(t)dt$$

$$dN_n(t) = -\lambda_n N_n(t)dt + \lambda_{n-1} N_{n-1}(t)dt + S_n(t)dt$$

dove i contributi di sottrazione sono dati unicamente dal decadimento della specie; di addizione sia dal decadimento della specie che precede all'interno della catena e sia dalla sorgente esterna di radionuclide ( $S_n$ ), se presente. In caso in cui il numero di nuclei del radionuclide principale possa essere considerato costante ed in assenza di sorgenti esterne l'equilibrio sarà raggiunto alla condizione:

$$N_n = [\lambda_{n-1}/\lambda_n] N_{n-1}(t)$$

Ca-41	$1.4 \times 10^5$	-	K-41	*
Mn-54	0.8556	-	Cr-54	*
Fe-55	2.7	-	Mn-55	*
Co-57	0.7417	-	Fe-57	*
Co-60	5.271	-	Ni-60	*
Ni-59	$7.5 \times 10^4$	-	Co-59	*
Ni-63	96	-	Cu-63	*
Zn-65	0.6678	-	Cu-65	*
Ge-68	0.7885	Ga-68 (68 min)	Zn-68	*
Se-79	$6.5 \times 10^4$	-	Br-79	*
Sr-90	29.12	Y-90 (64.0 h)	Zr-90	*
Zr-93	$1.53 \times 10^6$	-	Nb-93m	13.6
Nb-93m	13.6	-	Nb-93	*
Nb-93m	13.6	-	Nb-93	*
Nb-94	$2.03 \times 10^4$	-	Mo-94	*
Tc-99	$2.13 \times 10^5$	-	Ru-99	*
Ru-106	1.0081	Rh-106 (29.9 s)	Pd-106	*
Ag-108m	127	Ag-108 (8.90%, 2.37 min)	Pd-108 (91.1%)	*
			Cd-108 (97.65%)	*
			Pd-108 (2.35%)	*
Ag-110m	0.6842	Ag-110 (1.33%, 24.6 s)	Cd-110 (98.67%)	*
			Cd-110 (99.7%)	*
			Pd-110 (0.3%)	*
Cd-109	1.270	-	Ag-109	*
Sb-125	2.77	Te-125m (22.8%, 58 d)	Te-125	*
I-129	$1.57 \times 10^7$	-	Xe-129	*
Cs-134	2.062	-	Ba-134 (99.9997%)	*
			Xe-134 (0.0003%)	*
Cs-135	$2.3 \times 10^6$	-	Ba-135	*

Cs-137	30.0	Ba-137m (94.6%, 2.552 min)	Ba-137	*
Ba-133	10.74	-	Cs-133	*
Ce-144	0.7784	[Pr-144 (100%, 17.28 min) Pr-144m (1.78%, 7.2 min)]	Nd-144	*
Pm-147	2.6234	-	Sm-147	$1.06 \times 10^{11}$
Sm-147	$1.06 \times 10^{11}$	-	Nd-143	*
Sm-151	90	-	Eu-151	*
Eu-152	13.33	-	Sm-152 (72.08%)	*
			Gd-152 (27.92%)	$1.08 \times 10^{14}$
Eu-154	8.8	-	Gd-154 (99.98%)	*
			Sm-154 (0.02%)	*
Eu-155	4.96	-	Gd-155	*
Gd-152	$1.08 \times 10^{14}$	-	Sm-148	*
Gd-153	0.6626	-	Eu-153	*
Au-195	0.501	-	Pt-195	*
Tl-204	3.779	-	Pb-204 (97.42%)	*
			Hg-204 (2.58%)	*
Pb-210	22.3	Bi-210 (5.012 d) Po-210 (138.38 d)	Pb-206	*
Bi-207	38	-	Pb-207	*
Ra-226	$1.60 \times 10^3$	Rn-222 (3.8235 d) Po-218 (3.05 min) [Pb-214 (99.98%, 26.8 min) At-218 (0.02%, 2 s)] Bi-214 (19.9 min) [Po-214 (99.98%, $1.64 \times 10^{-4}$ s) Tl-210 (0.02%, 1.3 min)]	Pb-210	22.3
Ra-228	5.75	Ac-228 (6.13 h)	Th-228	1.9131
Ac-227	21.773	[Th-227 (98.62%, 18.718 d) Fr-223 (1.38%, 21.8 min)] Ra-223 (11.434 d) Rn-219 (3.96 s) Po-215 (1.78 ms) Pb-211 (36.1 min) Bi-211 (2.15 min) [Tl-207 (99.72%, 4.77 min) Po-211 (0.28%, 0.516 s)]	Pb-207	*

Th-228	1.9131	Ra-224 (3.66 d) Rn-220 (55.6 s) Po-216 (0.15 s) Pb-212 (10.64 h) Bi-212 (60.55 min) [Po-212 (64.07%, 0.305 $\mu$ s) Tl-208 (35.93%, 3.07 min)]	Pb-208	*
Th-229	$7.34 \times 10^3$	Ra-225 (14.8 d) Ac-225 (10.0 d) Fr-221 (4.8 min) At-217 (32.3 ms) Bi-213 (45.65 min) [Po-213 (97.84%, 4.2 $\mu$ s) Tl-209 (2.16%, 2.2 min)] Pb-209 (3.253 h)	Bi-209	*
Th-230	$7.7 \times 10^4$	-	Ra-226	$1.60 \times 10^3$
Th-232	$1.405 \times 10^{10}$	-	Ra-228	5.75
Pa-231	$3.276 \times 10^4$	-	Ac-227	21.773
U-232	72	-	Th-228	1.9131
U-233	$1.585 \times 10^5$	-	Th-229	$7.34 \times 10^3$
U-234	$2.445 \times 10^5$	-	Th-230	$7.7 \times 10^4$
U-235	$7.038 \times 10^8$	Th-231 (25.52 h)	Pa-231	$3.276 \times 10^4$
U-236	$2.3415 \times 10^7$	-	Th-232	$1.405 \times 10^{10}$
U-238	$4.468 \times 10^9$	Th-234 (24.10 d) [Pa-234m (99.80%, 1.17 min) Pa-234 (0.33%, 6.7 h)]	U-234	$2.445 \times 10^5$
Np-237	$2.14 \times 10^6$	Pa-233 (27.0 d)	U-233	$1.585 \times 10^5$
Pu-238	87.74	-	U-234	$2.445 \times 10^5$
Pu-239	$2.4065 \times 10^4$	-	U-235	$7.038 \times 10^8$
Pu-240	$6.537 \times 10^3$	-	U-236	$2.3415 \times 10^7$
Pu-241	14.4	[U-237 (2.45 $\times 10^{-3}$ %, 6.75 d)] <sup>a</sup>	Np-237 (2.45 $\times 10^{-3}$ %) Am-241 (99.9976%)	$2.14 \times 10^6$ 432.2
Pu-242	$3.763 \times 10^5$	-	U-238	$4.468 \times 10^9$
Pu-244	$8.26 \times 10^7$	U-240 (99.88%, 14.1 h) Np-240m (7.4 min)	Pu-240	$6.537 \times 10^3$
Am-241	432.2	-	Np-237	$2.14 \times 10^6$
Am-243	$7.38 \times 10^3$	Np-239 (2.355 d)	Pu-239	$2.4065 \times 10^4$
Cm-243 <sup>b</sup>	28.5		Pu-239 (99.76%) Am-243 (0.24%)	$2.4065 \times 10^4$ $7.38 \times 10^3$
Cm-244	18.11	-	Pu-240	$6.537 \times 10^3$
Cm-245	$8.5 \times 10^3$	-	Pu-241	14.4
Cm-246	$4.73 \times 10^3$	-	Pu-242	$3.763 \times 10^5$
Cm-247	$1.56 \times 10^7$	Pu-243 (4.956 h)	Am-243	$7.38 \times 10^3$
Cm-248	$3.39 \times 10^5$	-	Pu-244 (91.74%) SF <sup>f</sup> (8.26%)	$8.26 \times 10^7$
Cf-252	2.638	-	Cm-248 (96.908%) SF <sup>f</sup> (3.092%)	$3.39 \times 10^5$

<sup>a</sup> Radionuclidi con tempo di dimezzamento maggiore di 6 mesi.

<sup>b</sup> Catena di decadimento di un radionuclide principale: i suoi prodotti di decadimento fino al primo radionuclide principale non incluso. Il tempo di dimezzamento è dato in parentesi.

<sup>c</sup> I nuclidi stabili sono indicati con un asterisco (\*).

<sup>d</sup> non ci sono prodotto associati al decadimento.

<sup>e</sup> Il Pu-241 e Cm-243 coinvolgono molti radionuclidi e nuclidi stabili (pubblicazione ICRP 38 1983)

<sup>f</sup> Fissioni spontanee.

*Tabella 9. Radionuclidi principali e loro radionuclidi associati.*

Se le distribuzioni dei radionuclidi non possono essere considerate uniformi, la dose annuale individuale che può essere ricevuta attraverso una particolare via d'esposizione sarà legata alla media spaziale della attività presente nell'area interessata dall'attività umana (legata quindi anche al tipo di scenario). Si assume che tale area sia pari a 100 m<sup>2</sup> per tutti i tipi di esposizione. L'effetto delle disuniformità in direzione verticale è compensato mediando le concentrazioni su strati di 0,15 m di spessore. Allora il criterio precedente risulterà essere esprimibile come:

$$\langle M(t) \rangle = \sum_i \langle S_i(0) \rangle / G_i(t) \leq 1 \quad t_r \leq t \leq t_h;$$

dove  $\langle M(t) \rangle$  = *mixture sum* media al tempo t, adimensionata;

$\langle S_i(0) \rangle$  = concentrazione iniziale dell'i-esimo radionuclide principale mediata su un'area di 100 m<sup>2</sup> e 0.15 m di spessore, [Bq/kg];

$G_i(t)$  = *soil concentration guideline* per l'i-esimo radionuclide principale in una zona uniformemente contaminata al tempo t [Bq/g].

Questo criterio sarà direttamente applicabile nel caso di contaminazione omogenea o considerabile come tale.

Raramente si dispone di informazioni sufficienti sulle concentrazioni in suolo di radionuclidi. Per un sito, se si ha a disposizione un solo valore delle misure nell'area interessata, allora si ipotizzerà che la concentrazione nel corrispondente volume sia omogenea e che la concentrazione media del radionuclide sia quella riferita da quell'unica misura. Se nemmeno un rilevamento è stato fatto sull'area di interesse, si considererà la concentrazione di radionuclide uniforme e a valor medio pari alla media delle concentrazioni rilevate nelle vicinanze.

Per contaminazione non omogenea<sup>43</sup> la concentrazione media può essere sostituita da  $/3$  conservativamente, dove è la concentrazione massima rilevata. Alternativamente, se sono disponibili sufficienti dati, un'applicazione meno conservativa può essere quella di considerare la contaminazione non omogenea. Si otterranno così risultati più realistici e sarà la scelta

<sup>43</sup> Si considera non omogeneo un volume nel quale la concentrazione di un radionuclide in uno o più punti è maggiore di un fattore 3 rispetto alla concentrazione media.

opportuna anche in casi in cui il conservativismo associato all'ipotesi di omogeneità comporti un onere eccessivo se comparato ai benefici conseguenti.

Si definisce la *soil guideline* per un singolo radionuclide in una zona uniformemente contaminata come:

$$G_i(t) \equiv H_{EL}/DSR_i(t);$$

dove  $H_{EL}$  è il limite di dose;

$DSR = \sum_p DSR_{ip}(t)$  rapporti dose/concentrazione (*dose/soil concentration ratio*) per l'i-esimo radionuclide principale nella zona contaminata al tempo t [(mSv/y) / (Bq/g)];

$DSR_{ip}(t)$  rapporti per l'i-esimo radionuclide principale e la p-esima via di esposizione;

I *dose/soil concentration ratio* per un radionuclide principale sono definiti come:

$$DSR_{ip}(t) \equiv H_{E, ip} / S_i(0);$$

dove  $H_{E, ip}$  è la TEDE media annuale ricevuta da un membro del gruppo critico al tempo t dall'i-esimo radionuclide principale, assieme coi suoi radionuclidi associati, trasportato dalla p-esima via di esposizione [mSv/y];

$S_i(0)$  è concentrazione iniziale dell'i-esimo radionuclide principale in una zona uniformemente contaminata [Bq/g];

Perciò la dose totale EDE per un singolo individuo sarà costituita dalla sommatoria estesa a tutti i radionuclidi presenti e a tutte le via di esposizione possibili:

$$H_E = \sum_i \sum_p H_{E, ip}(t).$$

Per quanto riguarda il radon, considerato una vera e propria via di esposizione<sup>44</sup>, sarà necessario il calcolo successivo delle concentrazioni in aria di radon e suoi prodotti associati, quindi la concentrazione è tradotto in *working level*, *WL*, che è utilizzato per il calcolo della dose ricevuta. Quindi, i fattori  $DSR_{i9}(t)$  sono calcolati diversamente rispetto ai fattori riferiti ad altre vie d'esposizione:

$$DSR_{ip}(t) = H_{E, i9} / S_i(0);$$

dove  $H_{E, i9}$  è la dose media annuale ricevuta da un membro del gruppo critico al tempo t a causa dell'esposizione a radon e suoi prodotti [mSv/y];

$S_i(0)$  è concentrazione iniziale dell'i-esimo radionuclide sorgente di radon [Bq/g];

### **3.12 Radon pathway model**

---

Se Uranio e Radio sono presenti nel suolo, il contributo dominante all’irradiazione interna è nella maggioranza dei casi l’inalazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento. Tali specie, come già accennato, costituiscono la maggiore causa di esposizione a radiazioni per fondo naturale di radioattività.

Il calcolo della *committed effective dose equivalent* (CEDE) per i prodotti di decadimento del radon richiede una stima di:

- Esalazione del radon dal suolo;
- Concentrazione nell’aria di radon;
- Concentrazione dei suoi prodotti di decadimento in aria.

In presenza di suoi progenitori, il rilascio di radon dal terreno varia con la loro distribuzione, col tipo di suolo, col contenuto di umidità e con i fattori metereologici.

Se l’area contaminata viene coperta con altro terreno nell’ambito di azioni di rimedio o tra essa e l’area sono frapposte le fondamenta di una abitazione, il rateo di emissione è sostanzialmente ridotto. L’efficacia della riduzione dipende dalle proprietà fisiche e dallo spessore del materiale. La concentrazione in indoor sarà quindi calcolata riferendosi ad un modello che tenga conto delle possibilità di ingresso del radon dell’edificio.

Il radon presente sarà poi rimosso per decadimento e, assieme all’aria rinnovata, attraverso la ventilazione. La dose quindi derivata tenendo conto delle raccomandazioni

L’uranio è presente in una certa quantità in molti tipi di rocce ed in esse e più in generale, in una certa quantità, in quasi tutti i tipi di terreno, il radon è formato con continuità e tende a migrare al loro interno. Il gas penetra negli edifici per diffusione o attraverso crepe o passaggi per convezione. La progenie del radon, essendo chimicamente attiva, non è trasportata significativamente nel sottosuolo.

Il movimento degli atomi di radon attraverso i pori del terreno è determinato dalla taglia e dalla forma dei pori, dalla loro distribuzione spaziale e dalla presenza di umidità. Tale movimento può essere indotto dalle differenze di pressione create da condizioni meteorologiche o da condizioni operative all’interno dell’edificio (pressione, temperatura, umidità). Queste sono condizioni fortemente dipendenti dal tempo e difficilmente prevedibili. Il rateo reale di esalazione del radon dal terreno o infiltrazione *indooor* sono dipendenti dal tempo e quantificabili con difficoltà.

---

<sup>44</sup> Con p = 9.

Comunque, effetti come la variazione giornaliera di pressione non sono apprezzabili ciò che interessa è la media su un periodo di almeno qualche mese.

Se si assume il suolo infinito orizzontalmente ed omogeneo e si ignora l'effetto della convezione nella matrice porosa da esso costituita, il flusso di radon  $J$  può essere legato al gradiente di concentrazione di radon nel poro ( $C$ ) dall'equazione di diffusione:

$$J = p_t D dC/dz; \quad \text{eq. 1}$$

dove  $p_t$  è la porosità totale media;

$D$  è il coefficiente di diffusione [ $m^2/s$ ];

$C$  la concentrazione di radon nel poro [ $Bq/m^3$ ];

$z$  coordinata assiale in direzione della diffusione [ $m$ ].

Il passaggio seguente sarà allora il calcolo della concentrazione e del flusso di radon sempre in una sola dimensione nei vari di suolo contaminato, nel cover, nelle fondamenta dall'edificio da considerare, condotto risolvendo l'equazione seguente:

$$d(p_t C)/dt = - dJ/dz - p_t \lambda C + p_t Q \quad \text{eq. 2}$$

ovvero

$$dC/dt = d/dz(D dC/dz) - \lambda C + Q \quad \text{eq. 3}$$

dove  $t$  è il tempo;

è la costante di decadimento del radon<sup>45</sup>;

$Q$  è il termine di sorgente di radon nel poro [ $Bq/m^3 s$ ].

In condizioni di equilibrio l'equazione precedente può essere riscritta come:

$$- d/dz(D dC/dz) + \lambda C = Q \quad \text{eq. 4}$$

Il rateo di generazione di radon  $Q$ , ovvero il termine di sorgente, dipende ovviamente dalla concentrazione di radio nella zona contaminata. Questo termine può essere approssimato dall'espressione:

$$Q = \varepsilon \rho_b S_{Ra} \lambda / p_t; \quad \text{eq. 5}$$

dove  $\varepsilon$  è il coefficiente di emanazione del radon, adimensionato;

$\rho_b$  è la densità media del materiale costituente il suolo [ $kg/m^3$ ];

$S_{Ra}$  la concentrazione di Radio nel suolo [ $Bq/kg$ ];

$\lambda$  la costante di decadimento del radon.

Il coefficiente di emanazione rappresenta quella frazione di radon generato che dalle particelle di suolo. I valori osservati di sono compresi tra 0.01 e 0.80. Tale coefficiente è influenzato da

---

<sup>45</sup> La costante di decadimento per una specie qualsiasi è legata al tempo di dimezzamento dalla relazione:

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

risulta perciò valere, per il radon 222, 0,1824 giorni.

più fattori, tra i quali la composizione del suolo, la porosità, il contenuto di umidità.

La concentrazione S si riferisce al principale precursore di radon nel suolo. E' chiaro quindi che il suo valore e la sua natura dipenderanno dall'isotopo considerato: per il Rn-222 o il Rn-220, rispettivamente, S rappresenta le concentrazioni di Ra-226 o Th-228<sup>46</sup>.

La porosità totale pt è la frazione del volume totale non occupata dalle particelle di suolo.

Alla risoluzione dell'equazione 3 necessitano le condizioni al contorno che, in RESRAD sono assunte essere:

- $C(Za)=0$ , ovvero la concentrazione di radon tanto all'interfaccia aria esterna - terreno quanto all'interfaccia pavimento-aria interna sono nulle;
- $J(0)=0$ , ovvero il flusso di radon è nullo ai confini del dominio di risoluzione;
- $C(z)$  e  $J(z)$  sono continui.

Il codice RESRAD risolve le equazioni numericamente per il profilo verticale di C e J usando un metodo alle differenze finite. Il flusso di radon, J, è poi valutato tramite l'equazione 1 in due punti:

- All'interfaccia tra suolo e atmosfera esterna e
- All'interfaccia tra pavimento e aria interna.

Punto critico è la stima del valore del coefficiente di diffusione D. Una quantità di valore di D sono stati misurati sperimentalmente per una serie di materiali. Alcuni dei valori tipici dei coefficienti D per differenti terreni e materiali da costruzione sono riportati nel RESRAD Data Collection Handbook (1993). L'umidità è il parametro che influenza maggiormente il valore effettivo di D, che può essere correlato ad essa tramite l'espressione:

$$D = (1.1 \times 10^{-5}) p_t \exp(-6 R_s p_t - 6 R_s^{14p_t}) \quad \text{eq. 6}$$

dove  $1.1 \times 10^{-5}$  è il coefficiente di diffusione del radon in aria;

$R_s$  è il contenuto di acqua sulla porosità totale.

Si tratta di una correlazione basata su risultati sperimentali ed è utilizzata se non sono disponibili altri dati per il sito studiato.

---

<sup>46</sup> Il precursore più prossimo al Rn-220 è il Ra-224, che è un radionuclide associato che si assume essere in equilibrio con il Th-228.

### **3.13 Concentrazione di radon *outdoor***

---

La concentrazione nel radon nell'aria esterna sopra un luogo contaminato da suoi progenitori è influenzata dall'entità del flusso di radon dalla superficie del suolo, da fattori ambientali, dalla posizione, e dal tempo. I parametri ambientali primari che possono influenzare la dispersione di radon in aria esterna sono le condizioni meteorologiche, quali velocità di vento e la categoria di stabilità atmosferica<sup>47</sup>. Un calcolo delle concentrazioni che tenga conto di tutti questi parametri richiede un codice per la dispersione di inquinanti specifico, come ad esempio.... Questi calcoli, abbastanza onerosi, non sono comunque adatti per gli scopi del codice RESRAD, perché la concentrazione media nel radon all'aperto dipende in genere dalla grandezza della zona contaminata e della velocità media del vento, e non sarebbe molto sensibile ad altri parametri meteorologici. Inoltre, la concentrazione all'aperto sarebbe relativamente piccola rispetto a quella all'interno. La scelta, quindi, è stata quella di usare un modello semplificato con alcuni presupposti conservativi, che sono:

- Sono sufficienti valutazioni medie annuali;
- Si usa un valore medio di velocità annuale (default di 2 m/s);
- Il flusso del vento è uniforme nei quadranti;
- La posizione del ricettore e l'edificio sono il centro geometrico della zona contaminata;
- Il rapporto concentrazione Rn-222 – flusso è limitato ad un valore di 500 s/m. per una zona molto grande<sup>48</sup>;
- Similmente per il Rn-220, per cui il valore corrispondente è di 10 s/m;
- Tutte le emissioni dal suolo sono uniformi.

### **3.14 Concentrazione di radon *indoor***

---

I livelli di radon all'interno di un edificio dipendono da molti parametri, comprese le caratteristiche della costruzione, la zona geografica, e le condizioni meteorologiche. In RESRAD, la concentrazione nel radon all'interno è determinata presupponendo l'equilibrio fra tasso di entrata del radon e relativo tasso di rimozione. Il radon entra in una casa tramite esalazione dal suolo tramite le pareti ed il pavimento e le fondamenta, tramite l'ingresso di aria

---

<sup>47</sup> Le categorie di stabilità atmosferica sono 4 diurne e 2 notturne.

<sup>48</sup> valore che corrisponde al rapporto osservato generalmente nell'ambiente naturale.

esterna (ventilazione), e tramite l'uso di acqua. Il tasso di rimozione del radon in una casa è determinato dai processi di ricambio d'aria e di decadimento radioattivo. Nella condizione di equilibrio, il termine di ‘sorgente’ di radon (ventilazione ed esalazione) è uguale alla ‘perdita’ per ventilazione e decadimento. Nella versione corrente di RESRAD, è usato un modello a uno scompartimento per determinare la concentrazione di radon all'interno. Un modello multi-compartimenti e un modello dinamico possono essere usati per un'analisi più realistica se sono disponibili le informazioni specifiche necessarie.

Sotto le condizioni dichiarate, l'equilibrio totale di radon all'interno di un edificio può essere espresso come:

$$dC_i/dt = J_i A_i F_{ai} / V - (\lambda + v) C_i + v C_o = 0 \quad \text{eq. 7}$$

dove  $C_i$  è la concentrazione del radon all'interno [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ];

$J_i$  è il flusso di radon dal pavimento costruito sulla zona contaminata [ $\text{Bq}/\text{m}^2 \text{ s}$ ];

$A_i$  = area interna del pavimento della casa [ $100 \text{ m}^2$ ];

$F_{ai}$  = *indoor area factor*, adimensionato;

$V$  = volume interno della casa [ $\text{m}^3$ ];

$\lambda$  = costante di decadimento del radon [ $1/\text{s}$ ]; e

$v$  = tasso di ventilazione della casa [ $1/\text{s}$ ]<sup>49</sup>.

Il fattore *indoor area factor*,  $F_{ai}$ , è la frazione della superficie delle fondamenta dell'edificio sviluppata sulla zona contaminata ed è data dalla seguente formula:

$$\begin{aligned} F_{ai} &= 1 && \text{per } A = A_i \\ &= A/A_i && \text{per } A < A_i \\ &= 1 + 4 D_h / \sqrt{A_i} && \text{per } A > A_i. \end{aligned}$$

dove  $A$  = area della zona contaminata [ $\text{m}^2$ ];

$A_i$  = superficie interna del pavimento della casa [ $100 \text{ m}^2$ ];

$D_h$  = profondità delle fondamenta all'interno della zona contaminata [m].

Il flusso di radon è calcolato tramite le equazioni 1 e 4 e assumendo, di default, che il pavimento sia costituito da uno strato di materiale di 15 cm caratterizzato da un coefficiente di diffusione  $D$  pari a  $3.0 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ .

La soluzione dell'equazione 7 per la concentrazione di radon *indoor* è:

$$C_i = (J_i F_{ai} / H + v C_o) / (\lambda + v); \quad \text{eq. 8}$$

dove  $H = V/A_i$  [m] è il rapporto tra volume interno e area di base dell'edificio.

Essendo il rateo di ventilazione in genere molto più grande della costante di decadimento del

radon, il risultato sarà fortemente dipendente dal valore di  $v$ . ciò vale ovviamente per il Rn-222 essendo il Rn-220 caratterizzato da un valore troppo basso di  $\lambda$  per poter essere influenzato dal ricambio d'aria  $v$ . Tale ricambio avviene attraverso 3 meccanismi di base:

- infiltrazioni dovute al gradiente di pressione attraverso fessure o interstizi;
- ventilazione naturale attraverso porte o finestre;
- ventilazione artificiale provocata da ventilatori o condizionatori d'aria.

I valori tipici, per un edificio preposto ad abitazione, sono compresi tra i valori  $0.5 \div 1.5 \text{ l/h}$ , e tra 0.3 e 0.9 per un appartamento.

Anche l'utilizzo di acqua proveniente dal sottosuolo contaminato può in una certa misura aumentare l'ammontare di radon all'interno in un edificio dove ne venga fatto uso, e RESRAD ne tiene conto considerando la quantità d'acqua utilizzata e il passaggio di radon dal suolo all'acqua e quindi dall'acqua all'aria interna. Ovviamente nel nostra caso di studio non è compreso questo contributo. Va detto però che l'eventuale presenza di falde acquifere nel terreno uranifero o il passaggio di acque, superficiali o non, attraverso di esso, causa una certa contaminazione del fluido che viene a costituire così, tanto una via di ulteriore contaminazione e diffusione di radon, quanto una vera e propria via di esposizione diretta se ingerita.

### **3.15 Decadimento e crescita di radon e della sua progenie**

---

Il radon, essendo un gas nobile, come già accennato, dopo essere stato inalato viene per lo più riesalato prima del suo decadimento. Il rischio da radon si identifica allora con la sua progenie, costituita da specie non gassose che si depositano sulle superfici interne dei polmoni. I primi quattro prodotti di decadimento del Radon 222 (e le proprietà fisiche del Radon 220 e della sua progenie sono circa le stesse) Po-218, Pb-214, Bi-214 e Po-214 hanno tempi di dimezzamento molto corti rispetto al quinto prodotto, il Pb-210, caratterizzato dal  $T_{1/2}$  di 22 anni. Sono questi  $\alpha$ -emettitori ad avere conseguenze sulla salute. Per quanto riguarda il Radon 220 il suo  $T_{1/2}$  è di 55.6 secondi, attraverso il Po-216 ( $T_{1/2}$  di 0,15 secondi), trasmuta in Pb-212 ( $T_{1/2}$  di 10,64 ore). Quindi, similmente a quanto succede per il Pb-210, i livelli di Pb-212 rifletteranno le concentrazioni di Radon 220 nell'aria. I prodotti di decadimento del radon sono solidi ed elettricamente carichi. Nell'aria la maggior parte di essi si lega alle polveri. Nella dosimetria ha

---

<sup>49</sup> Esprime il numero di volte con cui, in media, l'intero volume di aria interna è rimpiazzato da aria esterna in un'ora.

particolare rilevanza la frazione di ioni non legata, che viene chiamata *unattached fraction*.

Il calcolo della concentrazione della progenie di radon all'interno di un edificio è reso più complicato dalla possibilità di questa di fissarsi su una varietà di superfici. In uno spazio chiuso e con molte superfici di forma complessa al suo interno, come è appunto un edificio, lo studio dei fenomeni di deposizione e successivo distacco delle particelle è chiaramente complicato. Si descrive il primo dei due fenomeni tramite un coefficiente che esprime la quantità depositata su una superficie, dall'aria (atomi depositati per unità di area e di tempo), rispetto alla concentrazione in aria (atomi per unità di volume). Questo rapporto è la velocità di deposizione ed è compresa tra 0.05 cm/s per l'*unattached fraction* e 0.00075 cm/s per la frazione già legata all'aerosol. Nella versione corrente di RESRAD, comunque, questo fenomeno non è considerato. Tale approccio è conservativo, sovrastima cioè la concentrazione di radon e suoi prodotti in aria. La concentrazione indoor di progenie del radon è calcolata con il bilancio seguente:

$$dC_{i(n)}/dt = [\lambda_n C_{i(n-1)} + vC_{o(n)}] - (\lambda_n + v)C_{i(n)}$$

dove  $n = 1$  per il radon;

$C_{i(1)}$  è calcolata usando l'eq. 7 per la concentrazione di radon indoor;

$n$  è pari a 2, 3, 4 per la progenie del radon<sup>50</sup>;

$C_{i(n)}$  è la concentrazione dell'  $n$ -esimo prodotto del radon indoor [Bq/m<sup>3</sup>];

$C_{o(n)}$  la concentrazione dell'  $n$ -esimo prodotto del radon outdoor [Bq/m<sup>3</sup>].

In condizioni di equilibrio il bilancio precedente può essere risolto per  $C_{i(n)}$ :

$$C_{i(n)} = [\lambda_n C_{i(n-1)} + vC_{o(n)}] / (\lambda_n + v) \quad n = 2, 3, 4 .$$

### **3.16 Dosimetria**

---

Il *working level (WL)* è un'unità di misura introdotta per la prima volta nel 1957 per quantificare la concentrazione di prodotti del radon nelle miniere di uranio. È definito come una qualsiasi combinazione di progenie a breve vita di radon in un litro di aria tale da rilasciare  $1.3 \times 10^5$  MeV di energia α potenziale. Sono incluse nella definizione solo le specie a breve vita poiché sono queste a dare il maggiore contributo alla dose ai polmoni. La dose da radon di per sé stesso è minima. L'ICRP (1981) indica che per la stessa quantità di attività inalata, dall'unione di Rn-222 con la sua progenie conseguirà una dose che è dalle 40 alle 100 volte superiore rispetto al solo

---

<sup>50</sup> Po-218, Pb-214, Bi-214 per il Rn-222 e Po-216, Pb-212, Bi-212 per il Rn-220 rispettivamente.

Rn-222, e per il Rn-220 questi fattori salgono a 60-400.

Basandosi sulla definizione di *working level* e conoscendo le energie tipiche del decadimento delle specie interessate, è possibile indicare il *WL* come:

$$WL = 1.03 \times 10^{-6}A + 5.07 \times 10^{-6}B + 3.73 \times 10^{-6}C$$

dove A, B, C, rappresentano rispettivamente le concentrazioni di Po-218, Pb-214, Bi-214 espresse però in pCi/m<sup>3</sup>.

Similmente, per la progenie del Rn-220, si può esprimere un *WL* come:

$$WL = 9.48 \times 10^{-10}A' + 1.23 \times 10^{-4}B' + 1.17 \times 10^{-5}C';$$

dove A', B', C', rappresentano rispettivamente le concentrazioni di Po-216, Pb-212, Bi-212 espresse sempre in pCi/m<sup>3</sup>.

Queste espressioni sono usate in RESRAD per il calcolo dei *WL*, una volta determinate le concentrazioni di Radon, come discusso precedentemente.

La dose da inalazione da radon dipende quindi dalla quantità di energia emessa dai suoi prodotti nell'atto del decadimento, e se questo avviene all'interno del corpo, ovvero da come questi vengano trattenuti nei tessuti, e per quanto tempo. Ciò, a sua volta, dipende dalla quantità di radon presente nell'aria, dalla concentrazione dei vari isotopi di Polonio, Piombo e Bismuto che ne sono i prodotti, dalla frazione di essi che si è legata alle particelle di polvere, alle dimensioni di queste particelle, e alla quantità di aria all'ora respirata.

In RESRAD, questo contributo alla dose totale è calcolata usando la dose cumulativa in termini di *working level month* (*WLM*). *WLM* è un'unità cumulativa di esposizione applicata storicamente ai minatori nelle miniere d'uranio e definito come prodotto del *WL* e della durata di esposizione, normalizzata alle ore lavorative mensili (170 h). Questa unità era stata introdotta per poter considerare contemporaneamente tanto la durata quanto il livello di esposizione. Per convertire i *WLM* in CEDE sono utilizzati i coefficienti raccomandati dalle pubblicazioni 32 e 47 dell'ICRP (ICRP 1981, 1986) per gli operai delle miniere. I fattori di conversione sono:

- 10 mSv/*WLM* per la progenie di Rn-222;
- 3.5 mSv/*WLM* per la progenie Rn-220.

L'esposizione per un individuo del pubblico sarà diversa da quella di un minatore: sarà continua ed il suo tasso di respirazione sarà più basso, inoltre gli ambienti miniera-abitazione differiscono notevolmente. Allora l'uso dell'unità *WLM* dovrà essere modificato per poter essere applicato alla popolazione. Ciò viene fatto introducendo un fattore correttivo K. Il modello per l'individuazione dei fattori correttivi comprende una vasta gamma di parametri fisici e biologici

che differiscono in questi due ambienti. I valori di K tengono conto dell'influenza di parametri quali l'età dell'individuo, il rateo di respirazione, la taglia dell'aerosol, l'*unattached fraction*. In genere i valori di K sono inferiori all'unità, ovvero la dose per *WLM* di esposizione in un edificio è minore che in una miniera, anche in virtù delle diverse attività che in esse si svolgono (*tab. 10*).

Categorie di soggetti	Fattore K	
	Cellule basali	Cellule secretorie
Bambini di età inferiore a 1 mese	0.64	0.74
Bambini di 1 anno	0.87	1.00
Bambini dai 5 ai 10 anni	0.72	0.83
Donne	0.62	0.72
Uomini	0.69	0.76

*Tabella 10. Fattore correttivo K.*<sup>51</sup>

---

<sup>51</sup> Indicazioni del *National Research Council*, 1991.

# Capitolo 4

## APPLICAZIONE DEL CODICE

### 4.1 Concentrazioni nel terreno

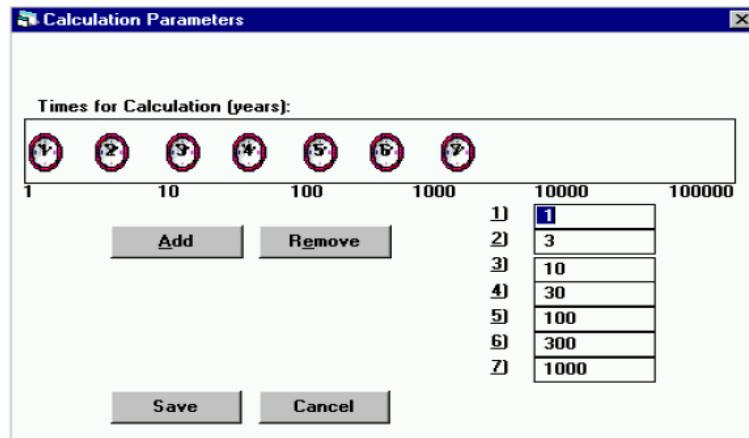
Il primo e più importante dato necessario all'applicazione di RESRAD al caso della galleria del TAV è ovviamente la conoscenza della quantità e della varietà di isotopi radioattivi nel terreno attraversato. Non avendo a disposizione misurazioni puntuali, si procederà ad un calcolo che evidensi la quantità massima tollerabile delle specie di radionuclidi presenti nel terreno al fine di non superare i limiti di dose stabiliti dalla normativa.

The screenshot shows the 'Source' dialog box of the RESRAD software. At the top, it displays 'Radiological Units'. Below this, there are three input fields: 'Activity' (set to pCi), 'Dose' (set to rem), and 'Basic Radiation Dose Limit' (set to 25 mrem/yr). In the center, there's a section for 'Nuclide Concentration' with a text input field containing '100 pCi/g'. To the right of this are buttons for 'Add Nuclide', 'Delete Nuclide', 'Transport', and 'OK'. A scrollable list titled 'Nuclide List' contains a partial list of radionuclides: Ac-227, Ag-108m, Ag-110m, Al-26, Am-241, Am-243, Au-195, Ba-133, Bi-207, C-14, Ca-41, and Cd-109. At the bottom, there's a section for 'Perform Uncertainty or Probabilistic analysis on Transfer Factor' with five buttons: 'Plant', 'Meat', 'Milk', 'Fish', and 'Crustacea'.

Il radionuclido presente nel sottosuolo è, come citato in precedenza, l'uranio, del quale si considera dapprima la concentrazione massima, per condurre un calcolo conservativo, e verrà variata man mano. Essa risulta essere di 26,5 Bq/kg, secondo le misurazioni effettuate dall'ARPA (1997). Il rateo di dose limite da indicare per il calcolo delle *soil guideline* è di 1000

$\mu\text{Sv}/\text{y}$ . Ovviamente, la *soil guideline* relativa ad un radionuclide non dipende dalla concentrazione indicata.

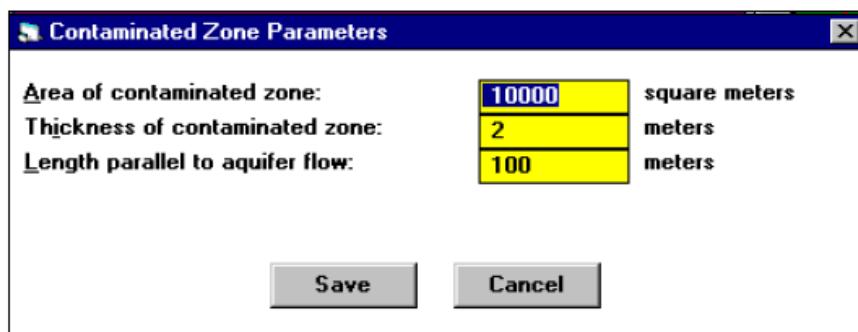
Si dovranno anche indicare a quali tempi i risultati devono riferirsi:



## 4.2 Caratterizzazione dell'area contaminata

È necessario definire l'area contaminata dal radionuclide, ovvero quella zona continua nella quale sono stati prelevati tutti i campioni di terreno contaminato. Essa costituisce il punto di partenza comune a qualsiasi esposizione, la sua caratterizzazione dovrebbe quindi essere la più precisa possibile. In questo caso, come citato, manca una campagna di misurazioni puntuali riguardo alle concentrazioni di radionuclidi, e si ha deciso di operare considerando una geometria semplificata. La caratterizzazione geometrica della zona contaminata avviene indicandone:

- la superficie ( $10000 \text{ m}^2$  di default, valore mantenuto nel calcolo);
- e lo spessore (2 m di default, 1000 m nel caso in esame).



Sarà necessario conoscerne l'idrologia, ma in questo caso non è da prendersi in considerazione. Si ha infatti deciso di non considerare il contributo dato alla dose dalla presenza di acque, falde o

pozzi o corsi d'acqua, nelle vicinanze, che vengano utilizzate in attività umane. Dal codice sarebbe infatti richiesta anche l'introduzione del valore della distanza tra le due linee parallele perpendicolari alla direzione di deflusso del corso d'acqua che costituiscano la distanza maggiore percorsa dal flusso acquifero nella zona contaminata (preimpostato a 100 m).

Altro parametro importante è la distanza tra la superficie e il primo e più superficiale strato di suolo contaminato, *cover depth*, che indica se i radionuclide presenti sono a contatto diretto con l'aria, ciò che corrisponde al caso in esame, o se sono schermati dalla presenza di altro terreno. A riguardo è utile conoscerne il rateo di erosione, del quale sono disponibili valori tipici che si riferiscono al tipo di suolo, all'umidità presente, alla destinazione d'uso etc...

Dovranno essere conosciuti poi i valori di:

- densità del terreno media [ $\text{g/cm}^3$ ];
- rateo di erosione [ $\text{m/y}$ ];
- la porosità;
- *field capacity*  $F_c$ , per il calcolo del parametro I, *infiltration rate* [ $\text{m/y}$ ];
- permeabilità del terreno [ $\text{m/y}$ ];
- parametro  $b$ ;
- parametri relativi all'umidità dell'aria:
  - rateo di evaporazione (il valore predefinito è 0.5);
  - la velocità media del vento [ $\text{m/s}$ ] (il valore predefinito è 2  $\text{m/s}$ );
  - le precipitazioni medie annue [ $\text{m/y}$ ]<sup>52</sup> (il valore predefinito è 1  $\text{m/y}$ );
  - rateo d'irrigazione [ $\text{m/y}$ ] e modalità d'irrigazione (il valore predefinito è 0.2  $\text{m/y}$ , mantenuto nel calcolo, e, per regioni aride, è stimato a 1 $\text{m/y}$ );
- gradiente idraulico;
- area del bacino d'alimentazione del più vicino corso d'acqua o pozzo ( $10^6 \text{ m}^2$  di default).

La densità del terreno nel quale la galleria è ricavata è stata considerata pari a quella di una tipica roccia uranifera, la pechblenda, ovvero pari a 7.5 [ $\text{g/cm}^3$ ]<sup>53</sup>. La a pechblenda è una varietà di uraninite di composizione  $\text{UO}_2$  di colore nero piceo, nota poiché l'uranio fu trovato, sotto forma

---

<sup>52</sup> Il valore medio per la regione Piemonte è di 1000  $\text{mm/y}$ .

<sup>53</sup> valore medio, tratto dall'articolo *Minerals For Atomic Energy* By Robert D. Nininger, Copyright 1954 by D. Van Nostrand Company, Inc. New York.

di ossido ( $\text{U}_3\text{O}_8$ ), in un campione di pechblenda e fu isolato per la prima volta nel 1841 da E. M. Péligot. È storicamente importante per l'estrazione di uranio.

L' uraninite è un ossido di uranio che cristallizza nel sistema cubico, in aggregati granulari (pechblenda) e in rari cristalli cubici, ottaedrici o rombododecaedrici, di colore nero o, se alterati, giallo, arancione, verde. Ha caratteristiche di essere dura, fragile e fortemente radioattiva; le proprietà fisiche variano tuttavia con la quantità di piombo derivante dal decadimento dell' uranio. Il peso specifico (7,5-9,7 g/cm<sup>3</sup>) varia con il contenuto di torio e lantanidi. È il principale minerale industriale dell' uranio; importanti giacimenti in Canada, USA, Rep. Dem. del Congo (ex Zaire), Rep. Sudafricana.



Figura 11. Uranium ore minerals<sup>54</sup>

Per quanto riguarda gli ultimi parametri in elenco, quali i coefficienti  $I$  e  $b$ ,  $F_c$ , l'umidità, il rateo d'irrigazione, il gradiente idraulico, essi sono utilizzati nel calcolo della dose conseguita in seguito a vie di esposizione ambientale che coinvolgano l'acqua, perciò qui non sono prese in considerazione. In particolare, il coefficiente di infiltrazione,  $I$ , è definito come funzione della quantità di precipitazioni annue, del rateo d'irrigazione, e di vaporizzazione. Il contenuto volumetrico d'acqua  $\theta$  per la zona contaminata è definito a sua volta come prodotto di:

<sup>54</sup> Robert D. Nininger, articolo citato.

$$\theta = \theta_{\text{sat}} R_s$$

dove  $\theta_{\text{sat}}$  è il contenuto d'acqua a saturazione , coincidente quindi con la porosità del terreno.

$R_s$  è detto rapporto di saturazione, stimabile usando l'equazione seguente:

$$R_s = (I/K_{\text{sat}})^{1/(2b+3)}$$

dove  $K_{\text{sat}}$  è la permeabilità a saturazione [m/y];

$b$  parametro esponenziale caratteristico del tipo di terreno (adimensionale);

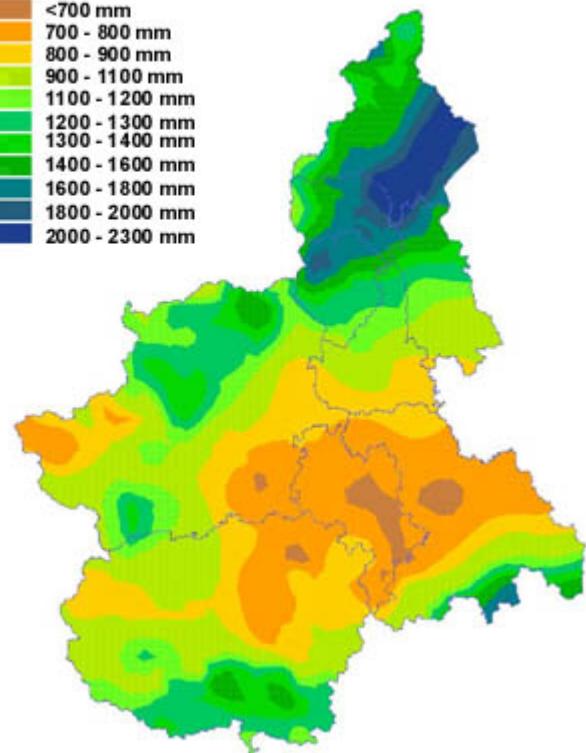
Valori tipici di  $K_{\text{sat}}$ ,  $\theta_{\text{sat}}$  e  $b$  sono presentati a titolo d'esempio in tabella, per vari tipi di terreno: argilla, terreno argilloso, terriccio, terreno sabbioso, sabbia, argilla sabbiosa, terreno misto, terreno sabbioso, etc.... A sua volta il limite inferiore al contenuto volumetrico d'acqua è stabilito dal valore del parametro  $F_c$ , *field capacity*, funzione del tipo di terreno.

Texture	Permeabilità $K_{\text{sat}}$ [m/y]	Contenuto d'acqua a saturazione $\theta_{\text{sat}}$	Parametro b
Argilla	$4.05 \times 10^1$	0.482	11.40
Terreno argilloso	$7.73 \times 10^1$	0.476	8.52
Terriccio	$2.19 \times 10^2$	0.451	5.39
Terreno sabbioso	$4.93 \times 10^3$	0.410	4.38
Sabbia	$5.55 \times 10^3$	0.395	4.05
Argilla sabbiosa	$6.84 \times 10^1$	0.426	10.40
Terreno misto	$1.99 \times 10^2$	0.420	7.12
Terreno sabbioso	$1.09 \times 10^3$	0.435	4.90

Tabella 11. Valori dei parametri  $K_{\text{sat}}$ ,  $\theta_{\text{sat}}$ ,  $b$ .

Il valore di precipitazioni medie annue, pari a 1000 mm/y, è tratto dai dati cui è riferita l'immagine sottostante, tratta, assieme alla successiva, dal sito della regione Piemonte, che la deriva dal volume 1 della collana Studi climatologici in Piemonte *Distribuzione regionale di piogge e temperature*, Torino, 1998, curato dalla Direzione dei Servizi Tecnici di Prevenzione della Regione Piemonte e dal Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università degli Studi di Torino. Le aree meno piovose coincidono le zone più interne della valle, comunque parrebbe appropriato l'utilizzo di tale valore, che coincide anche con il valore medio regionale.

Precipitazioni medie annue



NUMERO MEDIO  
ANNUO DI GIORNI  
DI PIOGGIA (ISOLINEE)  
E INTENSITA' MEDIE  
GIORNALIERE

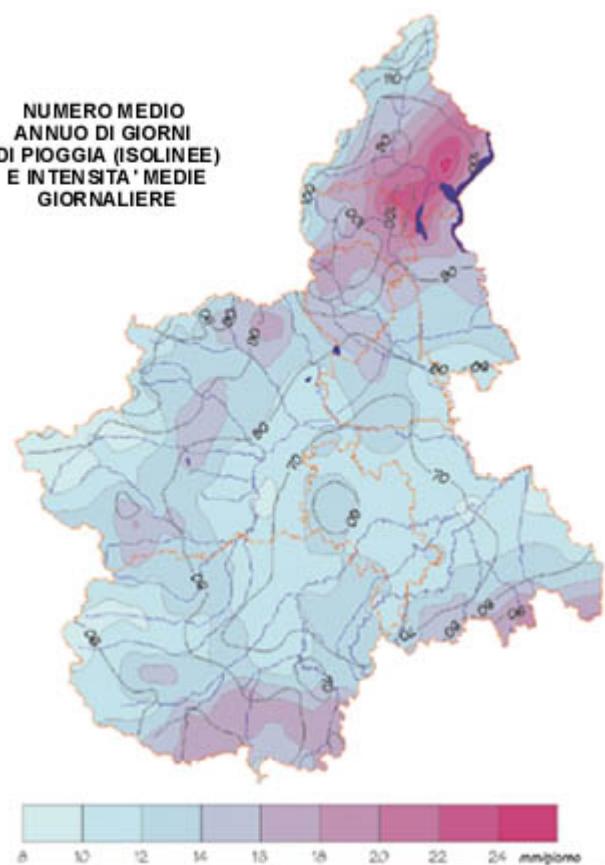


Figura 12. Distribuzione regionale di piogge.

Dovrà essere definita per la zona contaminata la grandezza e le caratteristiche della zona satura ed il numero, l'estensione e le caratteristiche delle fasce insature (al massimo 6).

### **4.3 Esposizione**

---

Le vie di esposizione attraverso le quali un utente dell'opera in analisi incorre in una dose sono tre:

- irraggiamento esterno;
- inalazione;
- radon.

Delle vie di esposizione considerate da RESRAD queste sono le uniche che possano, nella condizione di costruzione o utilizzo dell'opera, portare ad un certo valore di dose. Si escludono ragionevolmente tutti i possibili contributi dati dall'ingestione, tanto di derrate alimentari prodotte sul sito, quanto di acqua in esso presente. Si considera al contrario sempre un certo rateo di ingestione di suolo dato dalla sola permanenza sul sito, per quanto piccolo, e per quanto la dose ad esso attribuibile risulti trascurabile rispetto alle altre vie d'esposizione. Ci si aspetta comunque che i risultati prodotti dal programma attribuiscano la gran parte della dose all'uomo non tanto all'irraggiamento esterno, quanto, proprio a causa della natura del problema e dei radionuclidi presenti, all'inalazione dei prodotti di decadimento dal radon, ovvero alla *radon pathway*. Inoltre, le attività che si svolgeranno sul sito prevedono tempi di permanenza ridotti, sia che si tratti di turni lavorativi che di normale utenza della galleria. Conseguentemente a queste considerazioni, lo scenario d'esposizione che più si avvicina al tipo di situazione descritta sarà quello definito *industrial worker*, sia per le vie d'esposizione coinvolte, che per il tipo di attività svolta sul sito (per i lavoratori) che del tempo di permanenza (per tutti gli utenti del sito in genere). Infatti le vie di esposizione coinvolte in questo scenario sono:

- irraggiamento esterno;
- inalazione;
- radon;
- ingestione di suolo.

I parametri richiesti per caratterizzare l'esposizione sono allora:

- la durata dell'esposizione, usata solo per il calcolo del rischio connesso all'esposizione e non della dose (30 y default<sup>55</sup>, 25 y per lo scenario *industrial worker* non modificato, mentre in questo caso la durata è di 1 y);
- il rateo d'inalazione [ $\text{m}^3/\text{y}$ ] (8400  $\text{m}^3/\text{y}$  default, in questo caso 11400  $\text{m}^3/\text{y}$ , considerando un'attività fisica di medio impegno);
- massa inspirata per ogni inalazione [ $\text{g}/\text{m}^3$ ] (0,0001  $\text{g}/\text{m}^3$  di default, mantenuto tale);
- frazione di tempo passata al chiuso sulla zona contaminata (0,5 di default, qui 0,17);
- frazione di tempo passata all'aperto (0,25 di default, qui 0,06);
- *indoor dust filtration factor* (si considera in genere che all'interno di un edificio qualsiasi la polveri siano il 40% di quelle presenti nell'atmosfera esterna, perciò il valore mantenuto nel calcolo è di 0,4);
- *external gamma shielding factor* (si considera che la quantità di irraggiamento cui si incorre all'interno di una costruzione sia il 70% di quella esterna, perciò il valore considerato è per questo fattore di 0,7);
- la forma della zona contaminata, che, di default, è assunta essere circolare e con al centro il ricettore.

Se venisse considerato il contributo dato alla dose totale da ingestione si dovrebbero anche indicare le quantità di:

- frutta, vegetali e grano consumati all'anno;
- vegetali a foglia larga;
- consumo di latte e di carne e di pollame;
- pesci e crostacei;
- acqua.

In più i valori delle frazioni dei seguenti elementi che provengono dal sito contaminato, sul totale utilizzato annuo:

- acqua per irrigazione e altri usi domestici;
- acqua d'abbeveraggio del bestiame;
- carne;
- latte;
- quantità di foraggio e acqua e terreno assunti dal bestiame da macello;
- quantità di foraggio e acqua e terreno assunti dal bestiame da latte;
- quantità d'acqua di pozzo;

---

<sup>55</sup> I valori relativi all'esposizione preimpostati in RESRAD si riferiscono tutti al caso che prevede, a parità di tutti gli altri parametri di contaminazione, l'assorbimento di una dose maggiore, ovvero il *resident farmer* scenario.

Nel caso in cui vi sia ingestione, è richiesta anche la conoscenza dei tempi di attesa che precedono il consumo delle varie derrate.

#### **4.4 Radon pathway**

---

I parametri richiesti in riferimento alla contaminazione da radon sono ovviamente utilizzati da programma solo nel caso in cui un precursore del radon sia presente, sia esso Rn-222 (U-238, U-234, Th-230, o Ra-226) o Rn-220 (Th-232, Ra-228, o Th-228). Allora tra le vie di esposizione attraverso le quali l'uomo può incorrere in una certa dose è da annoverarsi l'inalazione di tale gas e dei suoi prodotti di decadimento, come è appunto per il nostro caso. Sarà allora necessario caratterizzare tale via di esposizione, in linea di principio, seguendo il percorso del radon dalla sua formazione al trasporto nelle varie matrici ambientali al passaggio in aria o in acqua, sino all'inalazione e al finale decadimento. Nel caso in cui lo strato di *cover* non sia a spessore nullo, relativamente ad esso dovranno essere considerati i valori di:

- porosità del terreno che costituisce il *cover*;
- contenuto volumetrico d'acqua di tale terreno;
- coefficiente di diffusione in tale terreno;
- *building indoor area fracter*, ovvero la frazione dell'area di base dell'edificio in considerazione che sia costruita sulla zona contaminata (valori maggiori di 1 indicano un contributo dalle pareti, immerse nel terreno contaminato). In questo caso, trattandosi di una costruzione completamente interrata, il valore dell'*indoor area fracter* sarà 4: consideriamo le 2 pareti laterali, base e volta della galleria, aperta alle estremità.
- profondità delle fondamenta rispetto alla superficie del terreno;
- spessore delle fondamenta dell'edificio (0,15 m di default);
- porosità e densità ( $0,1$  e  $2,4 \text{ g/cm}^3$ );
- contenuto volumetrico d'acqua nel materiale delle fondamenta (0,03);
- coefficiente di diffusione nel materiale delle fondamenta ( $3 \times 10^{-7}$ );
- coefficiente di diffusione nel terreno contaminato ( $2 \times 10^{-6}$ );
- *air exchange*, ovvero ricambio d'aria [1/h];

- altezza ambiente interno (2,5 m);
- coefficienti di emanazione di Rn-220 e 222 (precedentemente chiamato ‘ $\epsilon$ ’: 0,25 e 0,15 rispettivamente per Rn-220 e Rn-222).

**Radon Data**

Cover total porosity:	4	m <sup>-2</sup> /s
Cover volumetric water content:	.05	meters
Cover radon diffusion coefficient:	.000002	g/cm <sup>-3</sup>
Bldg foundation thickness:	.15	
Bldg foundation density:	2.4	
Bldg foundation total porosity:	.1	
Bldg foundation volumetric water content:	.03	
Bldg foundation radon diffusion coefficient:	.0000003	m <sup>-2</sup> /s
Contaminated radon diffusion coefficient:	.000002	m <sup>-2</sup> /s
Radon vertical dimension of mixing:	2	meters
Building air exchange rate:	.5	1/hr
Building room height:	2.5	meters
Building indoor area factor:	0	
Foundation depth below ground surface:	-1	meters
Rn-222 emanation coefficient:	.25	
Rn-220 emanation coefficient:	.15	

Save      Cancel

## 4.5 Coefficienti di conversione a dose

---

La legislazione italiana presenta numerose tabelle in allegato ai decreti di settore nelle quali sono riportati i valori adatti dei coefficienti di:

- dose efficace impegnata per unità di introduzione per inalazione e per ingestione per i lavoratori (tab. VI.1). La tabella contiene, per l'ingestione, valori corrispondenti a diversi fattori  $f_l$  di transito intestinale. Per quanto riguarda l'inalazione, la tabella contiene valori relativi a diversi tipi di assorbimento polmonare (F, M, S), con valori  $f_l$  appropriati per il componente dell'attività introdotta trasferito nel tratto gastrointestinale, nonché a due valori , 1  $\mu\text{m}$  e 5  $\mu\text{m}$ , dello AMAD (Activity Median Aerodynamic Diameter); in mancanza di informazioni specifiche sul valore di detta grandezza, si usano i coefficienti di dose relativi a 5  $\mu\text{m}$ . Per indicazioni sui valori  $f_l$  di transito intestinale, nei casi di introduzione per ingestione, relativi a composti chimici

si cita la tabella IV.5. Per indicazioni sui tipi di assorbimento polmonare e sui valori  $f_l$  relativi a composti chimici si cita la tabella IV.6.

- Coefficienti di dose efficace impegnata per unità di introduzione per inalazione di gas solubili o reattivi e vapori (IV.2). La tabella è suddivisa in sei classi di età; i valori per gli adulti con età maggiore di 17 anni sono applicabili anche ai lavoratori esposti. La tabella contiene valori relativi a diversi tipi di assorbimento polmonare (F, V), con valori  $f_l$  appropriati per il componente dell'introduzione espulso nel tratto gastrointestinale.
- Coefficienti di dose efficace impegnata per unità di introduzione per inalazione per individui della popolazione (IV.3). La tabella è suddivisa in sei classi di età e contiene valori relativi a diversi tipi di assorbimento polmonare (F, M, S), con valori  $f_l$  appropriati per il componente dell'introduzione espulso nel tratto gastrointestinale. Per gli individui della popolazione i tipi di assorbimento polmonare e i fattori di transito intestinale  $f_l$  devono tener conto, in base ai più recenti orientamenti internazionali disponibili, della forma chimica in cui si trova l'elemento; se non sono disponibili informazioni recenti su questi parametri, viene utilizzato il valore più restrittivo. Per le indicazioni sui tipi di assorbimento polmonare raccomandati si cita la tabella IV.8.
- Coefficienti di dose efficace impegnata per unità di introduzione per ingestione per individui della popolazione (Tabella IV.4). La tabella è suddivisa in sei classi di età e contiene coefficienti di dose corrispondenti a diversi fattori  $f_l$  di transito intestinale relativi a bambini di età non superiore ad un anno e a soggetti di età maggiore.
- Valori di  $f_l$  per il calcolo dei coefficienti della dose efficace da ingestione per lavoratori (IV.5). La tabella contiene, distinti per elemento, i valori del fattore  $f_l$  di transito intestinale per i diversi composti chimici, nei casi di introduzione tramite ingestione.
- Composti, tipi di assorbimento polmonare e valori di  $f_l$  per il calcolo di coefficienti di dose efficace per unità di introduzione da inalazione per i lavoratori esposti, gli apprendisti e gli studenti di 18 o più anni di età (IV.6). La tabella contiene, distinti per elemento, i tipi di assorbimento polmonare ed i valori dei fattori  $f_l$  di transito intestinale per i diversi composti chimici.
- Dose efficace per esposizione di adulti a gas inerti (IV.7). La tabella contiene i valori dei coefficienti di dose efficace per unità di concentrazione integrata in aria, nei casi di

esposizione per sommersione nube, applicabili a lavoratori esposti ed a individui adulti della popolazione<sup>56</sup>.

- Tipi di assorbimento polmonare (F, M, S, G) per il calcolo dei coefficienti della dose efficace da inalazione di particolato, gas e vapori per gli individui della popolazione (IV.8). La tabella contiene, per elemento, l'indicazione, tramite asterisco, del tipo di assorbimento polmonare raccomandato.

---

<sup>56</sup> Per i prodotti di decadimento del radon e del toron sono indicati i seguenti fattori convenzionali di conversione che esprimono la dose efficace per unità di esposizione all'energia potenziale alfa:

a) $^{222}\text{Rn}$ nelle abitazioni:	1,1	Sv per $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$
b) $^{222}\text{Rn}$ sui luoghi di lavoro:	1,4	Sv per $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$
c) $^{220}\text{Rn}$ sui luoghi di lavoro:	0,5	Sv per $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Per i prodotti di decadimento del radon e del toron si applicano i seguenti coefficienti di conversione che forniscono l'esposizione espressa in  $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  a partire dall'esposizione unitaria a una concentrazione equivalente all'equilibrio in aria di discendenti a breve tempo di dimezzamento del  $^{222}\text{Rn}$  e del  $^{220}\text{Rn}$ :

- a)  $5,56 \cdot 10^{-9} \text{ J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  per  $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  di  $^{222}\text{Rn}$ ;
- b)  $7,58 \cdot 10^{-8} \text{ J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  per  $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  di  $^{220}\text{Rn}$ .

## **Capitolo 5**

### **CALCOLI PARAMETRICI**

Volendo calcolare la dose ricevuta da un uomo che trascorra un certo tempo all'interno del tunnel in esame, occorrerà far uso di valutazioni parametriche, in modo da tenere conto del variare delle grandezze che possono influenzarne il risultato finale. Queste saranno molteplici, e quelle qui tenute in conto sono:

- la concentrazione di Uranio nelle rocce (di cui non si hanno dati adatti ad una valutazione precisa né puntuale e che viene considerata costante e omogenea);
- lo spessore delle fondamenta della galleria;
- il rateo di ricambio d'aria, espresso in 1/h in riferimento all'intero volume della camera;
- le ore di permanenza all'interno del tunnel.

Si considera una geometria semplificata, ossia una galleria rettilinea e in assenza di acque, né di falde nelle vicinanze, né acque presenti in zona che vengano utilizzate per irrigazione o ingerite direttamente, ed una concentrazione di U costante.

I valori di tutti gli altri parametri in gioco (superficie della zona contaminata, spessore, densità del terreno, ratei d'inalazione e d'esposizione, coefficienti di diffusione...) sono stati precedentemente indicati, nella parte dedicata all'illustrazione del programma di calcolo utilizzato.

#### **5.1 Concentrazione di Uranio**

---

Al variare della concentrazione di Uranio nel mezzo in cui la galleria è immersa, per lo scenario di esposizione scelto, la dose corrispondentemente ricevuta dall'uomo segue una legge di tipo

lineare che la lega alla quantità di radionuclidi nel suolo, date le leggi con quale la dose stessa viene calcolata. Essa crescerà proporzionalmente al valore di concentrazione scelto.

## 5.2 Spessore delle fondamenta

---

Ci si aspetta che valore dello spessore delle fondamenta dell’edificio influisca sul valore della dose totale, mitigandola quando lo spessore aumenta, fino a quando il valore di dose assorbito da un individuo all’interno dell’edificio considerato ne sia indipendente. Tale dose, al limite, sarà determinata da esposizione derivante dalle pareti, da infiltrazioni d’aria, acqua se presente, materiale, su cui non ha più effetto l’aumento dello schermo costituito dalle fondamenta.

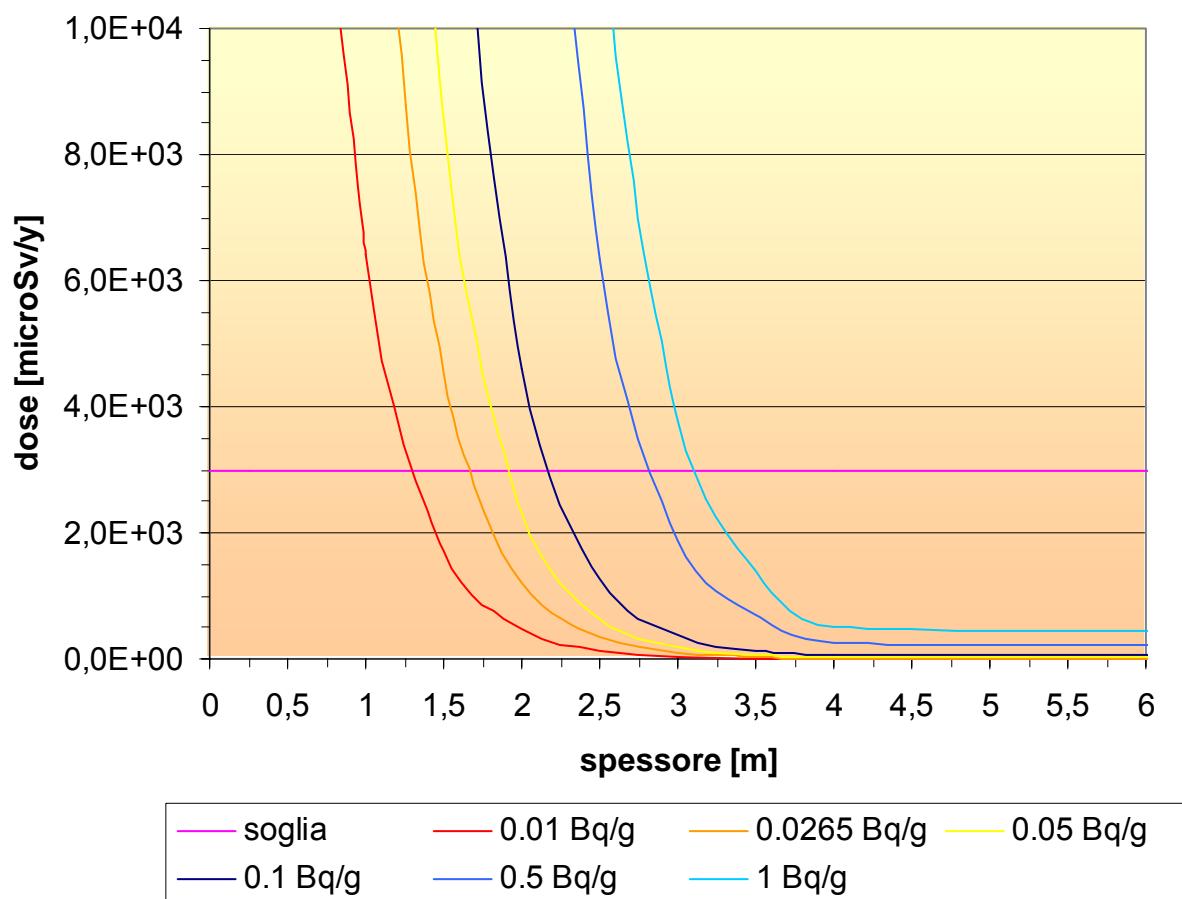


Grafico 1. Influenza dello spessore delle pareti sulla dose totale.

Per evidenziare l’andamento del valore della dose massima assorbita nelle condizioni di esposizione descritte in precedenza, ma considerando nullo il ricambio d’aria, e per individuare il valore dello spessore tale da non influenzare più l’andamento della dose, sono stati prodotti tali

risultati variando il valore dello spessore in m da 0 a 10 e per valori di concentrazione da 0 a 1 Bq/g e li si è messi a confronto, come illustrato nel grafico precedente, nel quale sono riportati i valori di dose per i vari casi calcolati, al tempo 0.

Si ha così determinato il valore di 4 m come quello al quale l'andamento della dose massima assorbita risulta essere indipendente dallo spessore. Il valore di dose corrispondente è di circa  $13.8 \mu\text{Sv/y}$ . Della dose ricevuta la quasi totalità è dovuta a irraggiamento esterno,  $3.7 \mu\text{Sv/y}$ , essendo in questa situazione, come accennato, ridotta al minimo l'introduzione di Rn nell'aria interna. Il contributo della *radon pathway* è infatti comunque destinato a decrescere all'aumentare dello spessore delle fondamenta. In questa condizione limite, solo  $0.11 \mu\text{Sv/y}$  sono attribuiti all'inalazione, principalmente di radio e piombo (Ra-226 e Pb-210).

Si riportano il grafico cui queste osservazioni sono riferite, sempre per il caso con spessore delle fondamenta pari a 4 m, nel quale è visibile come il contributo dato dalla *radon pathway* vada via via diminuendo:

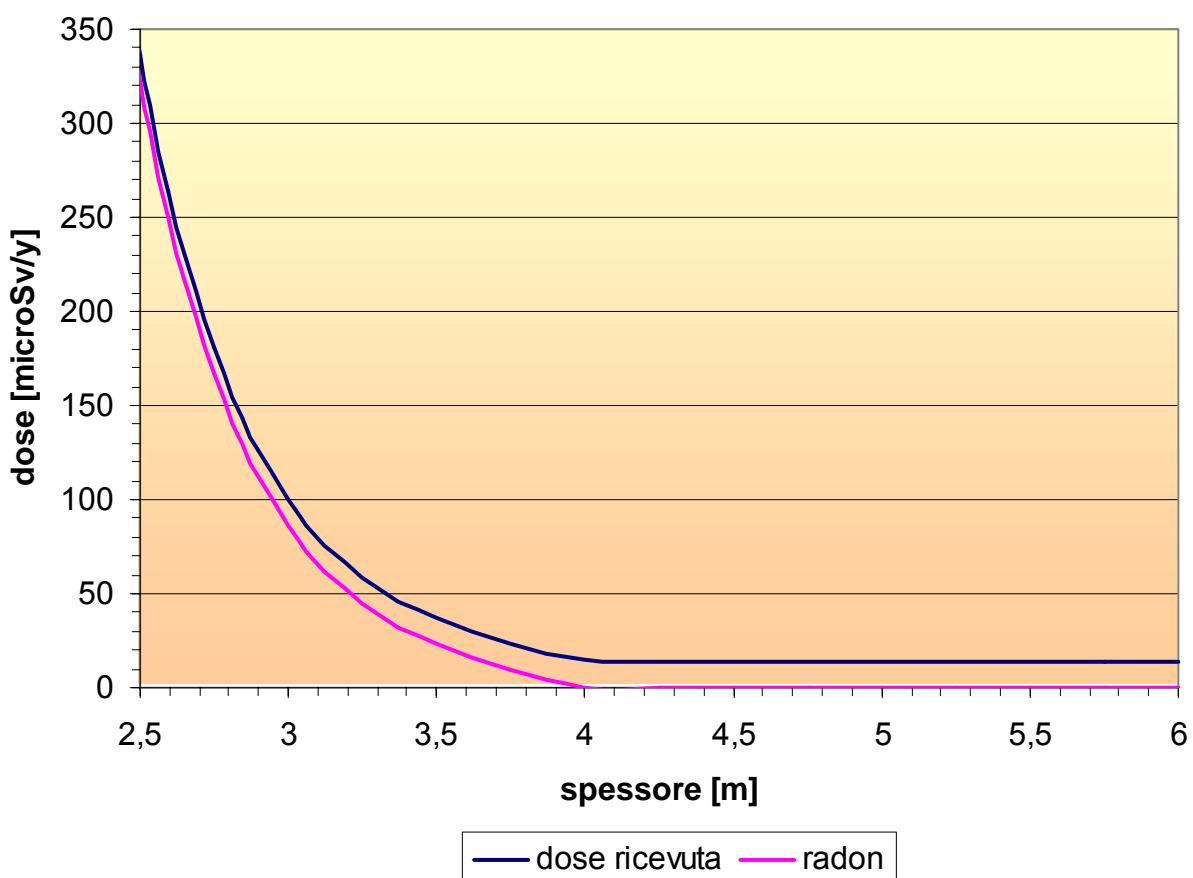


Grafico 2. Influenza dello spessore delle pareti sulla dose, contributo della radon pathway.

Non è possibile per l'utente di RESRAD agire sullo spessore o su altre caratteristiche delle pareti dell'edificio in studio, non è possibile perciò caratterizzare in maniera realistica, da questo punto di vista, il caso della galleria.

In questa condizione limite, comunque, si è ancora lontani dal raggiungere il valore limite di dose annua, pari a :

- 1 mSv/y;

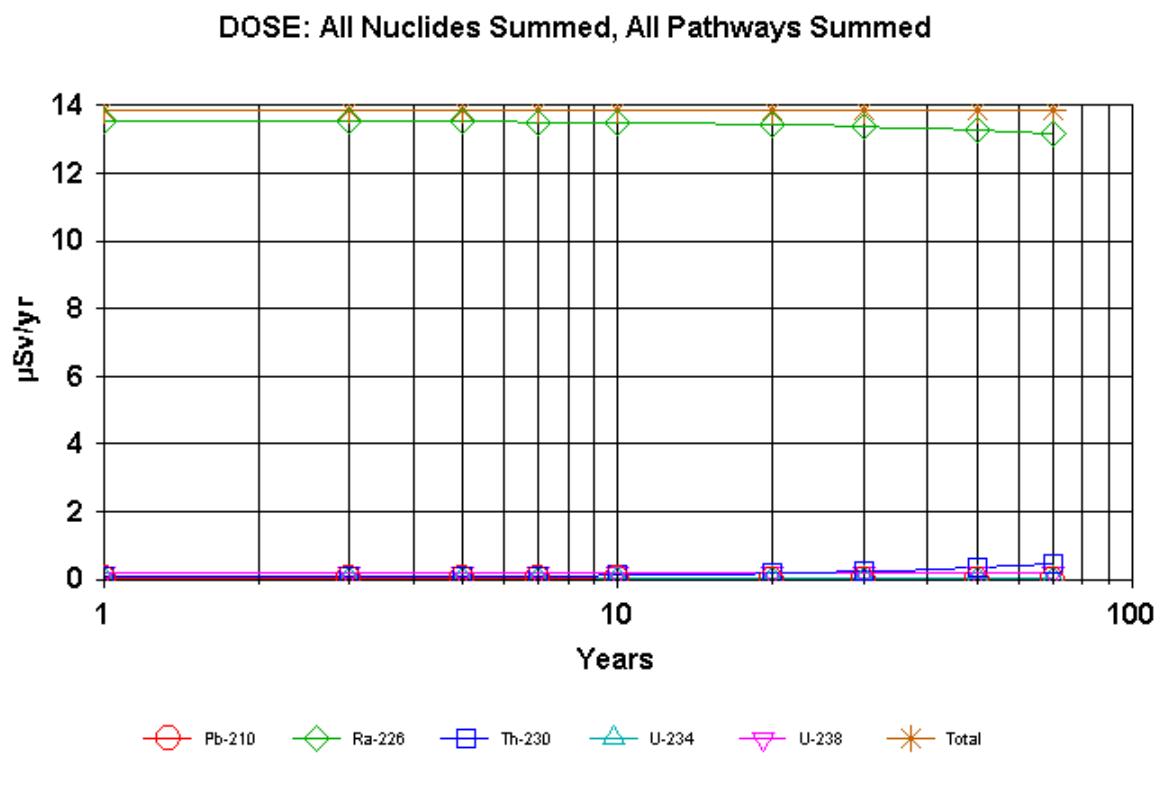
e neanche i livelli di azione, che valgono :

- 500 Bq/m<sup>3</sup>;
- 3 mSv/y;

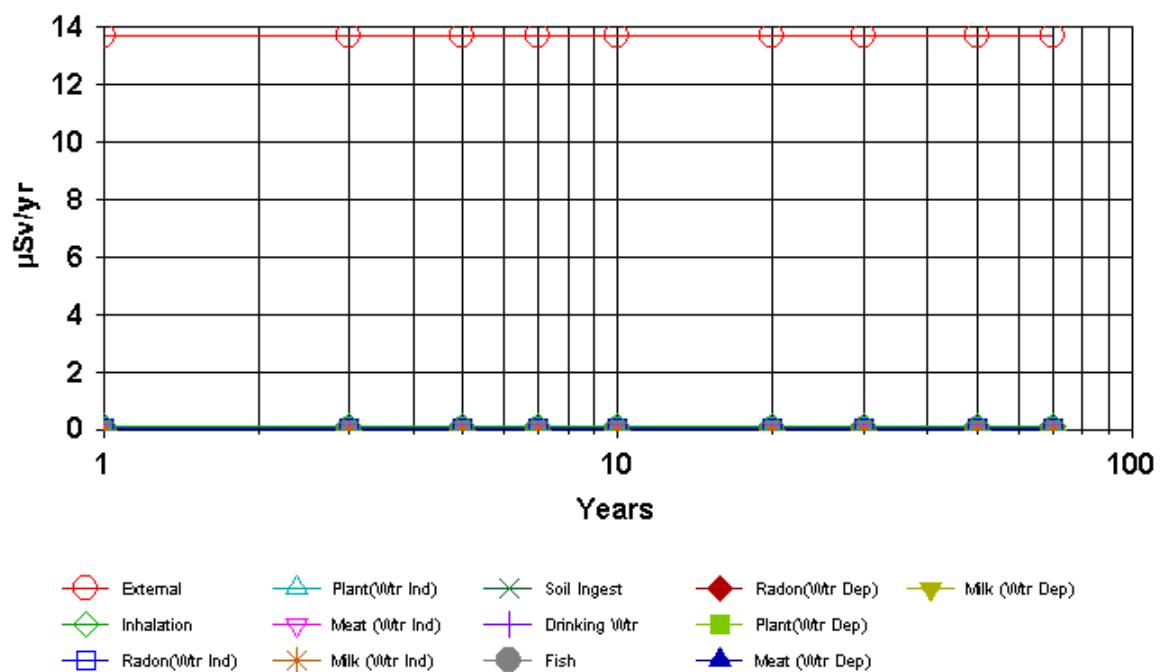
pur trovandosi nelle condizioni peggiori per quanto riguarda il ricambio d'aria (*air exchange* nullo) e considerando al suolo la concentrazione massima riscontrata nella zona (0.0265 Bq/g).

Si riportano, a titolo d'esempio, i grafici di output di RESRAD per questo particolare caso, ricordando che essi sono riferiti ai seguenti valori dei parametri:

- concentrazione di Uranio nel terreno pari a 0.0265 Bq/g;
- air exchange nullo;
- valore dello spessore delle fondamenta pari a 4 m.

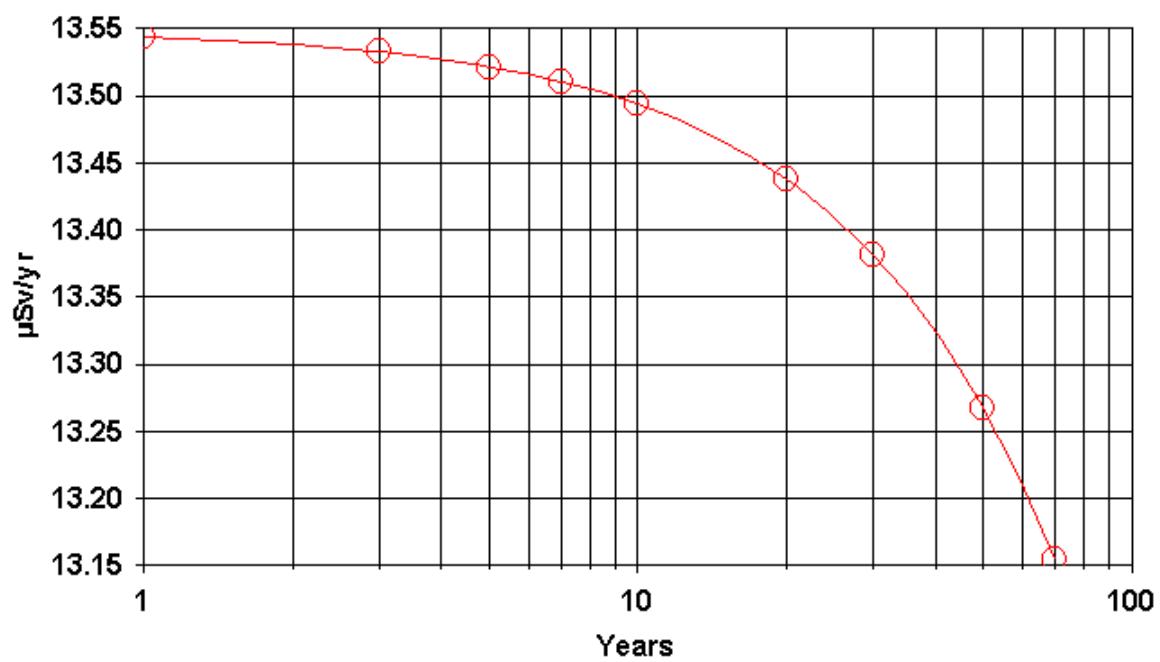


### DOSE: All Nuclides Summed, Component Pathways



Site6a.RAD 03/20/2005 11:15

### DOSE: Ra-226, All Pathways Summed



Site6a.RAD 03/20/2005 11:15 Includes All Pathways

La dose in funzione della concentrazione per vari spessori delle fondamenta segue l'andamento indicato nella figura successiva.

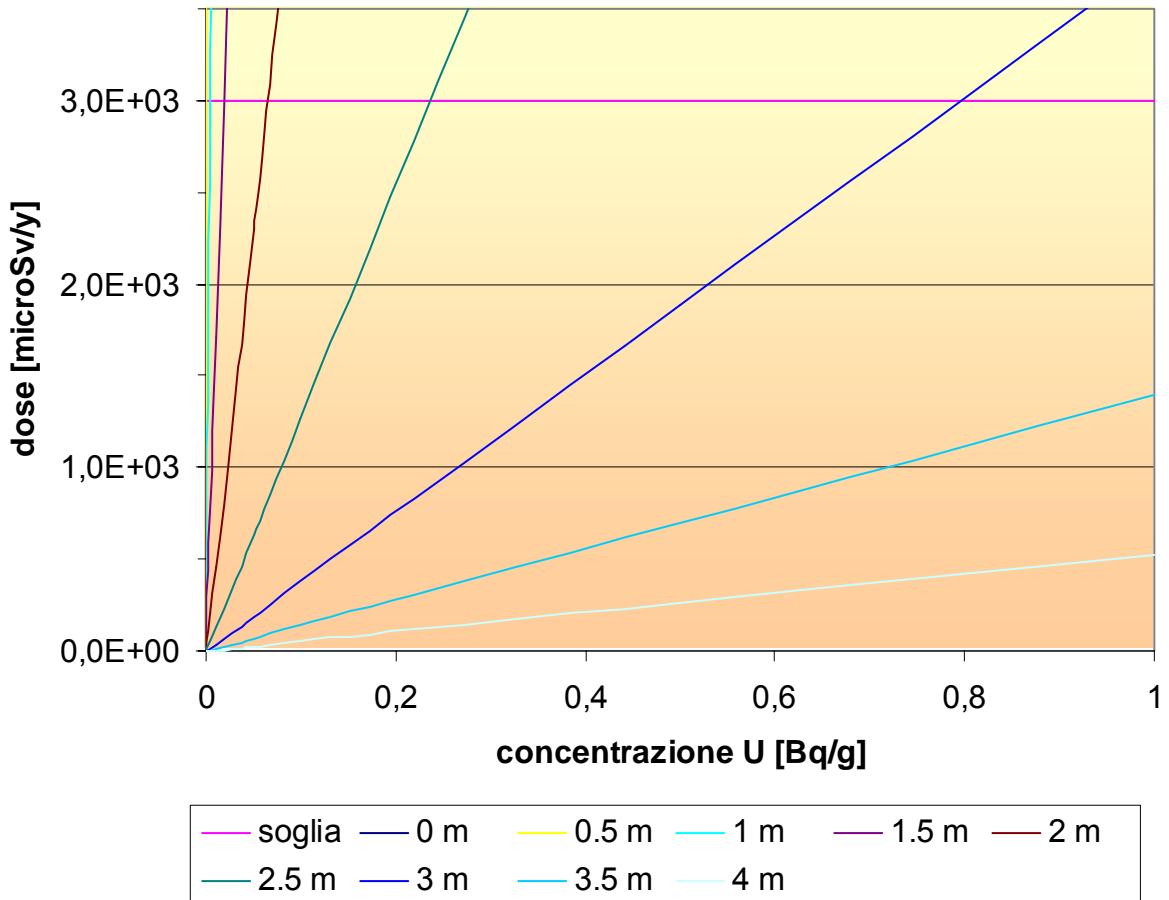
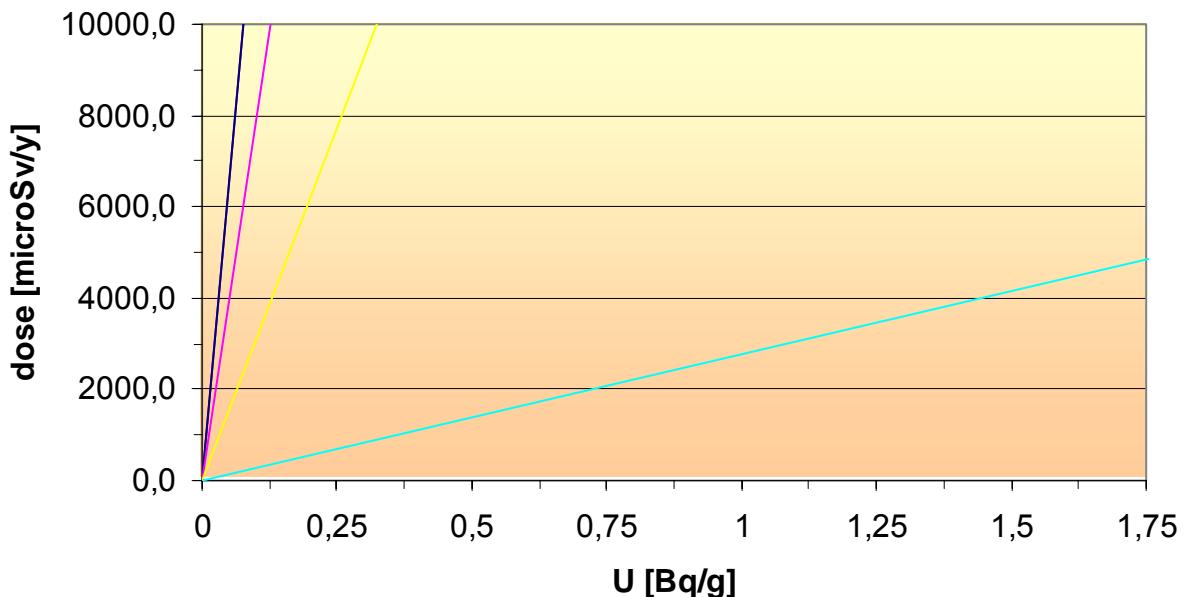


Grafico 3. Dose in funzione della concentrazione di U nella roccia.

### 5.3 Air exchange

Come ci si aspetta, al crescere della quantità d'aria esterna che ricambia quella interna della costruzione in studio, la dose assorbita dall'uomo che vi permane diminuisce anch'essa, come illustrato dai grafici che seguono, riportanti l'andamento della dose in funzione della concentrazione per diversi valori dell'*'air exchange*, l'uno riferito al caso in cui lo spessore delle fondamenta valga 0,20 m e l'altro 4 m.

**spessore fondamenta 0,2 m**



**spessore fondamenta 4 m**

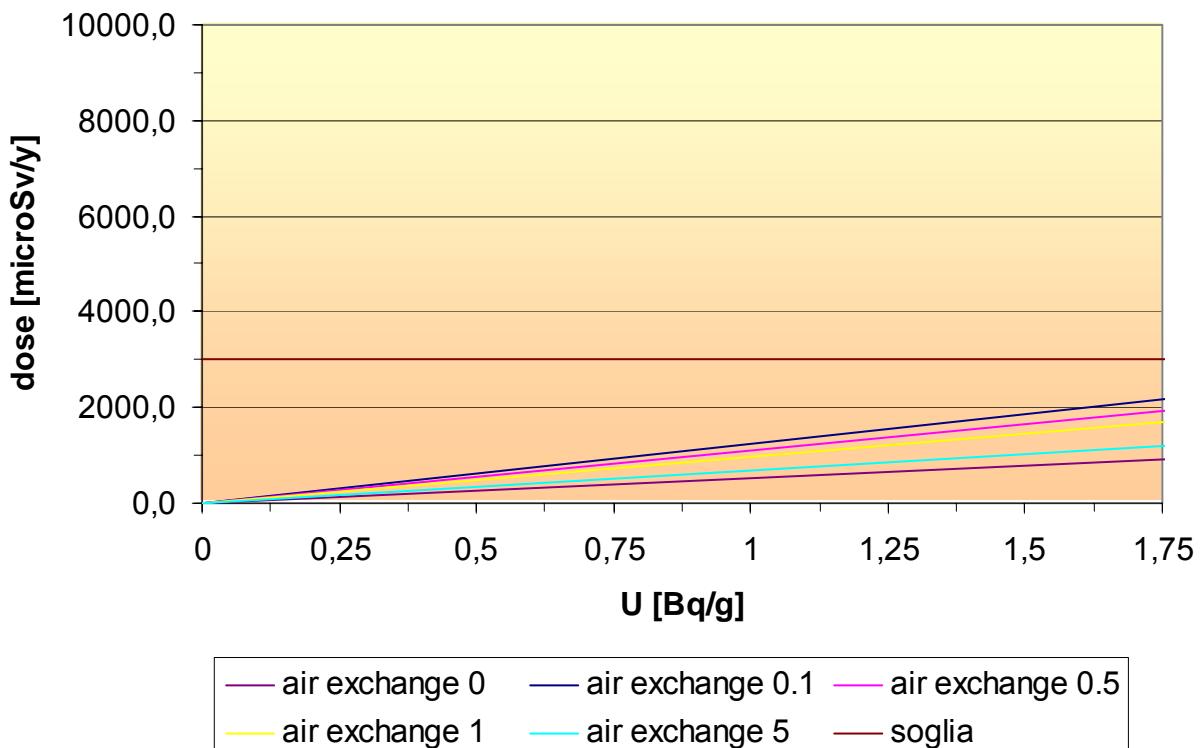


Grafico 4-5. Dose in funzione della concentrazione di U nella roccia per diversi valori dello spessore delle pareti e per diversi ratei di ricambio d'aria.

Quanto prima detto prima in relazione al fatto che il contributo della *radon pathway* è destinato a decrescere all'aumentare dello spessore delle fondamenta, vale sempre, e fa sì che il contributo da radon sia rappresentato anch'esso da rette uscenti dall'origine, ma a coefficiente angolare minore rispetto a quelle rappresentanti il totale di dose ricevuto attraverso tutte le *pathways*.

Si desidera ora individuare la concentrazione di uranio nel terreno tale da portare, nelle condizioni di esposizione descritte, al raggiungimento del livello di azione.

A tal fine, mantenendo il valore di *air exchange* nullo, si fa variare la concentrazione di uranio fino al raggiungimento del limite di 3 mSv/y.

Tenendo fissa questa concentrazione, tale calcolo viene ripetuto facendo variare al contrario il valore del rateo di ricambio d'aria, in modo da riportare la dose ricevuta al di sotto del livello d'azione. In questo modo è possibile indicare a quanto deve ammontare l' *air exchange* orario in corrispondenza di una data concentrazione di uranio nella roccia per potere abbattere la dose al valori inferiori rispetto alla soglia d'intervento.

Ad esempio, per le condizioni di ricambio d'aria nullo e spessore delle pareti pari a 3 m, la concentrazione che porta a raggiungere i 3 mSv/y risulta pari a 0.79 Bq/g. Al contrario, per questa concentrazione, il valore di *air exchange* che riporta la dose al di sotto di tale livello è pari a 0.0000001 1/h.

I risultati ottenuti sono raccolti nei grafici seguenti, che riportano rispettivamente i valori di *air exchange* "minimo" indispensabile a portare la dose sotto i 3 mSv/y, per diversi valori dello spessore delle fondamenta, e al variare della concentrazione. Il grafico successivo, viceversa, riporta i valori di concentrazione massima "tollerabile" di Uranio nella roccia in funzione dell'*air exchange*, per diversi valori dello spessore delle fondamenta:

## air exchange minimo

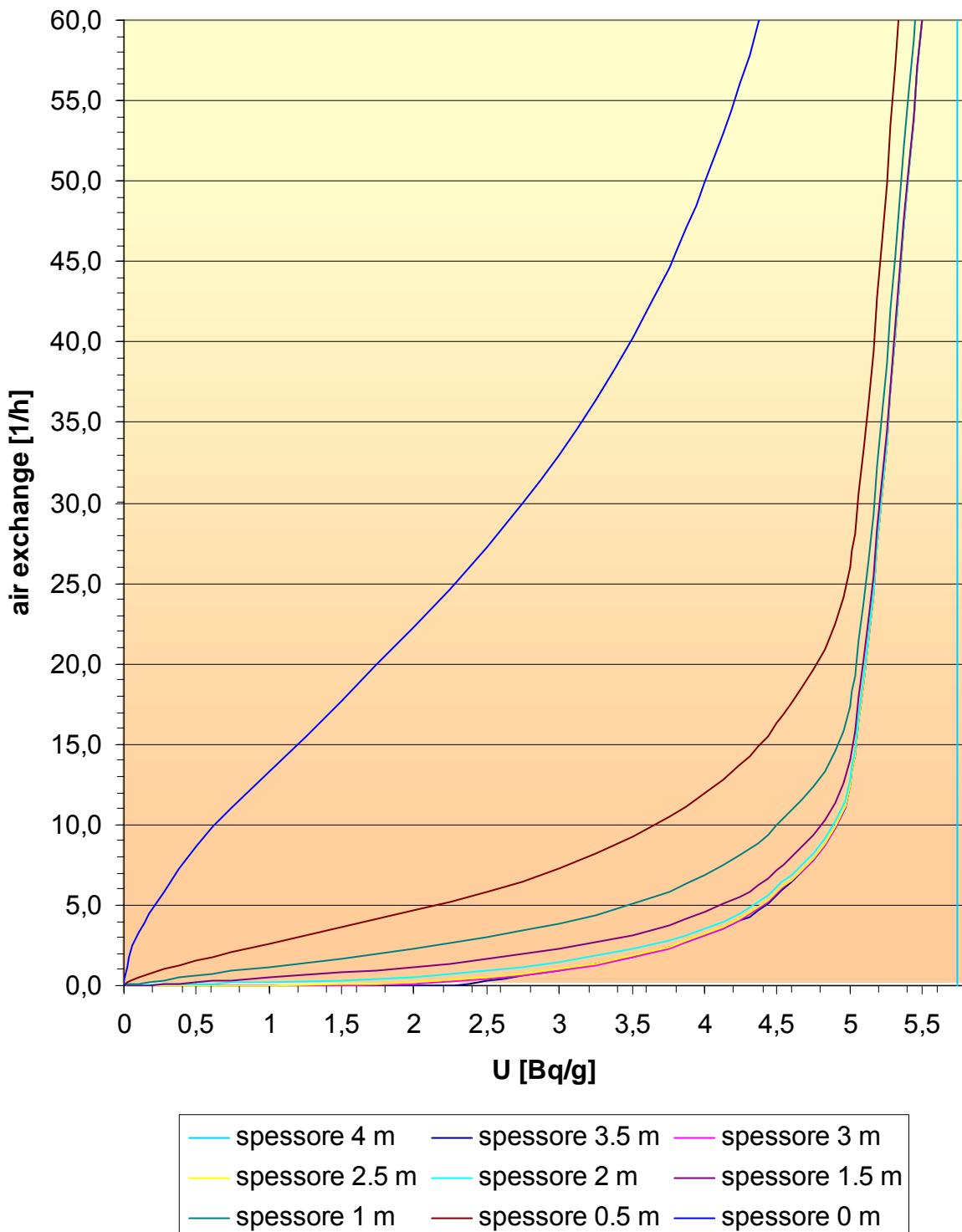


Grafico 6. Air exchange minimo sufficiente a portare la dose sotto i 3 mSv/y, per diversi valori dello spessore delle pareti, e al variare della concentrazione.

## concentrazione limite

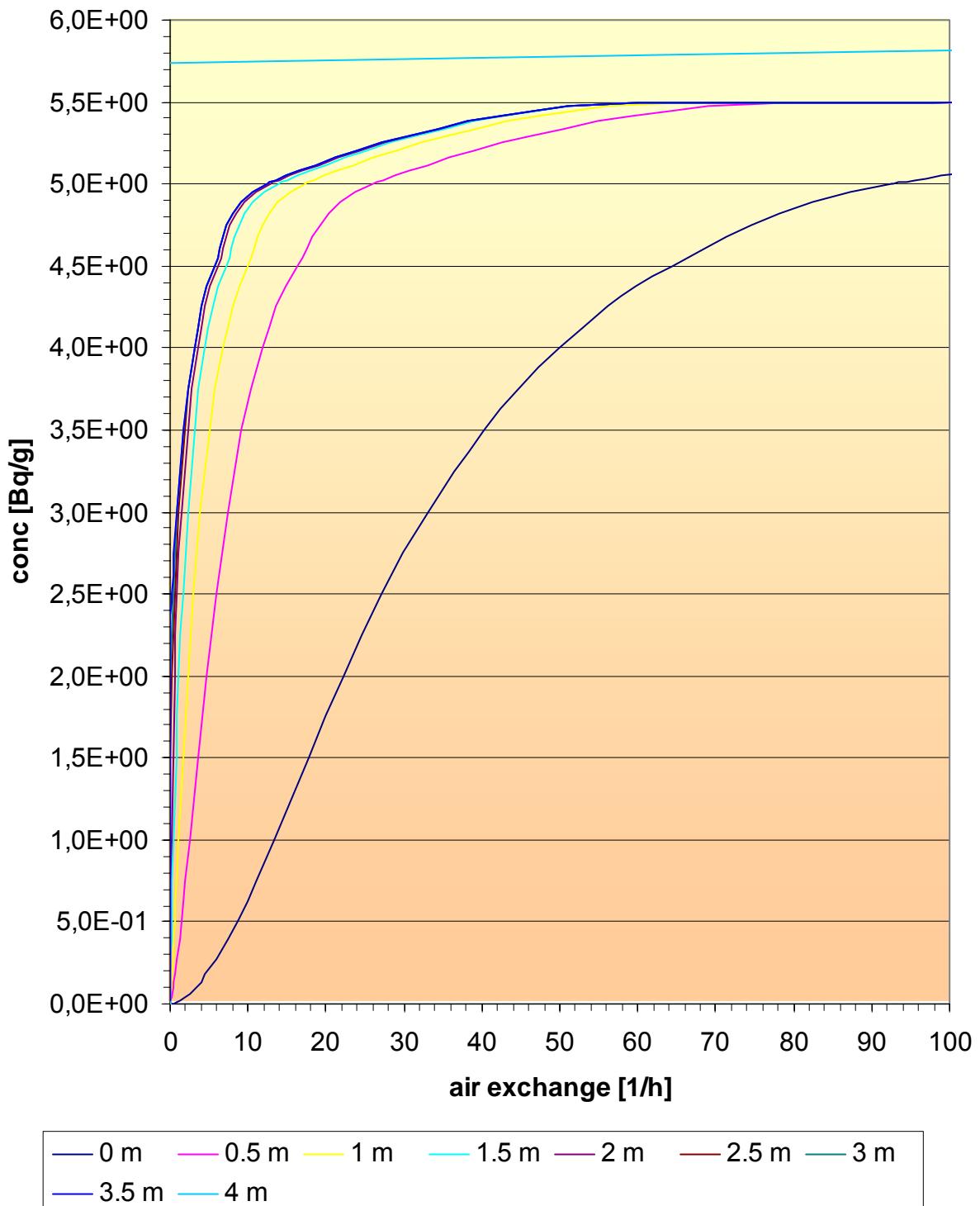


Grafico 7. Concentrazione massima di Urano nella roccia in funzione dell'air exchange, per diversi valori dello spessore delle pareti.

## **5.4 Tempo di permanenza**

---

Anche in questo caso, al variare del parametro, la dose corrispondentemente ricevuta dall'uomo segue una legge di tipo lineare che la lega al tempo di permanenza all'interno della galleria. Essa crescerà proporzionalmente al valore scelto, il quale sarà differente a seconda del tipo di utenza, come gli altri parametri caratterizzanti l'esposizione (la durata dell'esposizione, il rateo d'inalazione...).

I risultati prodotti sono tutti riferiti allo scenario *industrial worker*, che prevede un tempo di permanenza annuo di 1500 h. A esclusione quindi della fase di costruzione, le dosi calcolate dovranno essere diminuite in proporzione alle ore trascorse nella struttura, che saranno considerevolmente minori, sia per l'utente medio, che per i lavoratori addetti a manutenzione o operanti nei mezzi di trasporto.

## **5.5 Caso di riferimento**

---

Si è deciso di analizzare più nel dettaglio un caso specifico, caratterizzato dai valori di:

- spessore delle fondamenta pari a 20 cm;
- concentrazione di attività di Uranio pari a 0.0265 Bq/g.

Questi valori paiono verosimili, in particolare il valore di concentrazione si riferisce alle misurazioni condotte dall'AEM durante i sopraluoghi all'interno di una galleria di servizio, posta poco distante da Venaus e dall'abitato di Exilles.

In corrispondenza di questi valori, la quantità di dose assorbita a causa della permanenza all'interno del tunnel supera la soglia d'intervento in assenza di inadeguata ventilazione<sup>57</sup>, arrivando in particolare ad un valore di dose efficace equivalente di 197,093 mSv/y. L'abbattimento della dose sotto i due valori critici è assicurato dai valori di ricambio d'aria indicati in tabella:

soglia	3 mSv/y	1 mSv/y
air exchange necessario (1/h)	0.374	0.868

*Tabella 12. Valori di air exchange sufficienti ad abbattere la dose sotto i valori soglia.*

<sup>57</sup> Come citato, il calcolo è condotto riferendosi sempre ad uno scenario che prevede un orario di 1500 ore lavorative l'anno, per un totale di 11400 m<sup>3</sup>/y inalati, massa inspirata per ogni inalazione 0,0001 g/m<sup>3</sup>, frazione di tempo passata al chiuso sulla zona contaminata 0,17 e considerando che la durata dell'esposizione sia di un solo anno.

L'andamento della dose, per i valori dei parametri citati, è mostrato in figura:

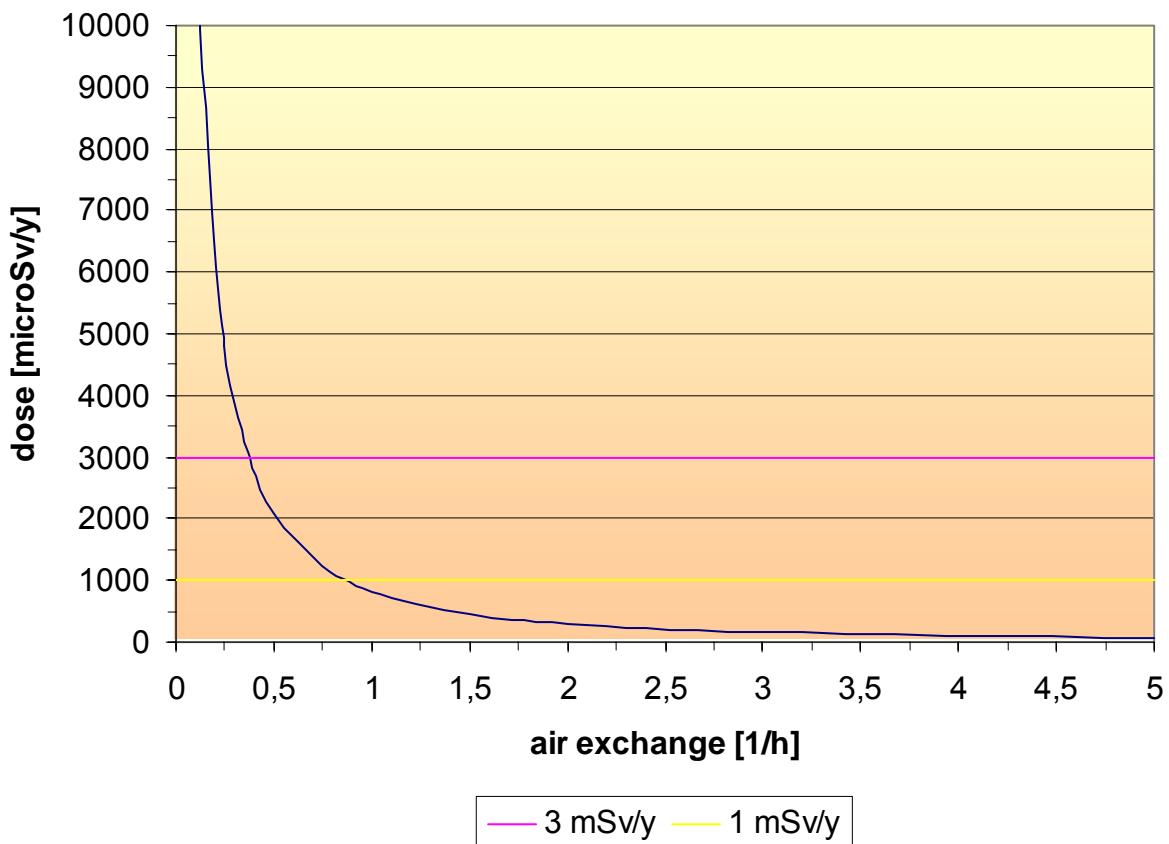


Grafico 8. Andamento della dose in funzione dell'air exchange per il caso di riferimento.

Questi valori devono essere commentati alla luce di ulteriori considerazioni.

Per cominciare, i valori dei parametri di esposizione utilizzati, scelti per caratterizzare la fase di costruzione dell'opera, si riferiscono ad un monte ore probabilmente eccessivo visto il tipo di cantiere. Le altre utenze, che comprendono oltre agli operai impiegati durante la costruzione, i più esposti, anche gli addetti a controlli e manutenzione, lavoratori sui mezzi che attraverseranno la galleria, ed infine i passeggeri del TAV, andranno incontro ad una dose inferiore, proporzionale al tempo di permanenza, che è sempre e per tutte le categorie elencate, notevolmente inferiore a quello usato per i nostri calcoli.

Inoltre, anche al limite, il ricambio d'aria dall'esterno, per quanto piccolo, non sarà mai nullo sia perché si tratta di una galleria che, anche in fase di costruzione, avrà almeno un accesso verso l'esterno, e sia, in fase d'esercizio, per la circolazione naturale che viene a crearsi per le diverse

condizioni agli estremi, e per l'effetto di trascinamento di aria esterna causato dal passaggio dei mezzi.

Infine, i valori di dose calcolati fanno riferimento ad un rateo di inalazione di aria tipico di un lavoro manuale: negli altri casi citati (p.es. i passeggeri del treno) le quantità inalate sono inferiori.

A titolo d'esempio, si può condurre un breve calcolo che approssimi l'ordine di grandezza della dose per un passeggero del TAV. Considerando che il percorso, di circa 100 Km tra andata e ritorno, venga coperto alla velocità di 100 km/h, ciò corrisponde ad una permanenza di 1 ora all'interno della galleria. Si consideri conservativamente che l'atmosfera all'interno delle carrozze corrisponda esattamente a quella interna della galleria, senza alcun condizionamento, e senza considerare l'effetto di nessuno schermo. Si assuma un ricambio d'aria sufficiente a mantenere la dose pari alla soglia legislativa d'intervento. Si ottiene così un valore di dose assorbita dal passeggero pari a 0.002 mSv, del tutto irrilevante.

Può essere più rilevante invece l'esposizione del personale viaggiante: lo stesso calcolo può essere svolto per un numero di viaggi pari ad esempio a 50 all'anno. Si ottengono valori intorno a 0,1 mSv/y, che non sarebbero trascurabili rispetto al limite annuo di dose per la popolazione (pari a 1 mSv/y), senza tuttavia costringere a classificare il personale viaggiante fra i lavoratori professionalmente esposti alle radiazioni ionizzanti. Da ultimo occorre aggiungere che, per una effettiva valutazione di questa esposizione, occorrerebbe –come già accennato – affinare il modello assumendo ratei di respirazione più adeguati ed anche considerando la minor concentrazione di Radon nell'aria interna ai vagoni ferroviari.

## CONCLUSIONI

In conclusione al lavoro svolto, fermi restando i dati e le deduzioni riportati essenzialmente nel paragrafo precedente, si desidera effettuare alcune ulteriori considerazioni.

I risultati ottenuti sono stati parametrizzati in modo da riportare i valori dell'*air exchange* orario - in corrispondenza di una data concentrazione di uranio nella roccia e di un dato spessore delle pareti - sufficiente ad abbattere la dose a valori accettabili: sono stati assunti come livelli di riferimento i livelli di azione indicati dalla legislazione più recente valori contenuti ma non irrilevanti.

Il risultati del calcolo condotto vanno però considerati ricordandone le numerose semplificazioni, che comprendono non solo la semplicità geometrica, la concentrazione di Urano nella roccia considerata costante ed omogenea, ma anche e soprattutto l'aver trascurato ogni effetto dovuto alla presenza di acque, superficiali o di falda, ignorando quindi il possibile trasporto di radionuclidi e tutte le vie di esposizione che comprendessero l'acqua.

Le condizioni di esposizione scelte, e quindi i valori dei parametri di esposizione utilizzati nel produrre i calcoli, caratterizzano bene la fase di costruzione dell'opera, e si riferiscono ad un'attività di tipo manuale. Di conseguenza, mentre è relativamente ben descritta dal modello utilizzato la condizione degli operai addetti alla costruzione, altrettanto non può dirsi per le altre utenze della galleria. I valori dei risultati corrispondenti andrebbero adeguati alle casistiche di esposizione corrispondenti alle altre utenze, che comprendono, oltre agli operai impiegati durante la costruzione, e che risultano il gruppo più esposto, anche gli addetti a controlli e manutenzione, i lavoratori sui mezzi che attraverseranno la galleria, ed infine i passeggeri del TAV. Tutte queste categorie andranno incontro ad una dose inferiore, anche di molto, in virtù delle diverse attività svolte all'interno del tunnel.

In particolare, la dose ricevuta si ridurrà col tempo di permanenza, che è sempre - per tutte le categorie ulteriori qui elencate - inferiore a quello usato per i nostri calcoli. Un metodo di facile

applicazione ai fini della riduzione della dose nei casi che lo richiedano consiste infatti nel ridurre la durata di permanenza nel locale considerato. Calerà la dose anche utilizzando i valori adeguati del rateo di inalazione di aria per attività manuali non impegnative o sedentarie.

Inoltre, il ricambio d'aria dall'esterno, per quanto piccolo, non sarà mai nullo sia perché si tratta di una galleria che, anche in fase di costruzione, avrà almeno un accesso verso l'esterno, e sia, in fase d'esercizio, per la circolazione naturale che viene a crearsi per le diverse condizioni agli estremi, e per l'effetto di trascinamento di aria esterna causato dal passaggio dei mezzi.

La condizione del personale viaggiante e dei passeggeri risulterebbe più complessa: per una effettiva valutazione di questa esposizione, occorrerebbe affinare ulteriormente il modello considerando la minor concentrazione di Radon nell'aria interna ai vagoni ferroviari e l'effetto schermante costituito dai vagoni rispetto all'irraggiamento esterno.

Nonostante le semplificazioni adottate –sempre conservative- i risultati sono comunque d'interesse perché danno un'indicazione dell'ordine di grandezza delle dosi ricevute, com'era previsto dagli obiettivi che ci si era posti nell'intraprendere questo lavoro.

Ciò che pare importante osservare è che i livelli di azione posti dal D. Lgs. 241/2000, che regolamenta, dal 1 gennaio 2002, anche le pratiche comportanti esposizioni a sorgenti naturali di radiazioni ionizzanti, risultano abbastanza stringenti, anche alla luce del fatto che pure in ambienti nei quali non si pongano problemi dovuti alla presenza diretta di minerali di Uranio, il problema radon può risultare comunque rilevante. Conseguentemente, in presenza di quantità piccole di minerale di Uranio il problema relativo alla presenza del gas ne viene accentuato.

Nonostante alcune lacune, la normativa sottolinea decisamente, tra gli altri, l'importanza del rischio da radon. Prevede l'adozione di procedure specifiche, volte a tutelare la salute di lavoratori e popolazione, richiede la presenza di figure professionali di settore competenti e qualificate, la predisposizione di attività di prevenzione e protezione dai rischi derivanti dalla presenza di radiazioni ionizzanti. Particolare attenzione va posta nei confronti della possibile dose cui incorrono i lavoratori: va garantito il rispetto dei limiti d'azione che sono posti a:

- 500 Bq/m<sup>3</sup>;
- 3 mSv/y;

Ciò in virtù del fatto che le esposizioni dei lavoratori alle sorgenti naturali di radiazione, quali le lavorazioni di materiali che siano radioattivi, le attività in gallerie o luoghi sotterranei, la costruzione di opere o edifici in zone soggette ad elevato fondo di radioattività naturale, possono essere non trascurabili dal punto di vista della radioprotezione e, spesso, possono essere causa di superamento dei limiti di dose stabiliti per la popolazione.

Si fa infatti obbligo di controllo per tutti gli ambienti di lavoro sotterranei, compresi i piani interrati, seminterrati e piani terra di qualsiasi edificio in cui si svolga un'attività lavorativa. In tutte le gallerie andrebbero condotte misurazioni di radioattività, anche senza che vi sia presenza nota di Uranio, come invece nel caso analizzato. Sono coinvolte quindi attività che normalmente non sono considerate come potenzialmente a rischio per problemi di tipo radioprotezionistico. La normativa sottolinea un problema da lungo tempo ignorato, e lo fa recependo una normativa EURATOM - direttiva europea 29/96 - di cui rispecchia il rigore.

Per gli ambienti domestici invece non vi sono, attualmente, normative italiane. Si possono indicare anche per questo caso alcune possibili azioni di rimedio per ridurre la concentrazione di radon negli edifici: eliminazione del radon dall'aria interna; ventilazione/miscelazione con aria esterna; riduzione dell'ingresso di radon.

In definitiva il problema del rischio da radon è sottolineato dalla normativa vigente, che definisce obblighi e prescrizioni precise e limiti stringenti ad autorità locali e datori di lavoro, e questa applicazione è un esempio di come, anche in presenza di piccole concentrazioni di precursori del gas, le condizioni di esposizione possano portare all'assunzione di dosi che non sono trascurabili rispetto ai limiti posti per legge.

La considerazione conclusiva di questo lavoro si ritrova a dover ripercorrere un luogo comune nel caso delle analisi di sicurezza e impatto ambientale, ovvero scontentare sia chi si attende previsioni catastrofiche sia chi, invece, cerca giustificazione della facilità con la quale ha trascurato il problema. Infatti:

1. Si è cercato di evitare l'utilizzo di dati non confermati, inaffidabili o evidentemente esagerati, sia sulle concentrazioni dell'elemento che sugli effetti del radon sulla salute, attenendosi invece a fatti e modelli accertati.
2. Il modello messo a punto ha cercato, nei limiti del codice utilizzato e dei dati a disposizione, di effettuare un insieme di assunzioni conservative, ma non tali da rendere improbabili a verificarsi l'insieme delle condizioni. Ove possibile, i risultati sono stati parametrizzati per permetterne un utilizzo agevole anche in caso di disponibilità successiva di migliori dati di partenza.
3. I risultati ottenuti smentiscono fortunatamente i timori più allarmistici, evidenziando come vi siano molti mezzi a disposizione per ridurre il rischio da radon negli scenari considerati.

4. D'altra parte, gli stessi risultati mettono in evidenza come il rischio da esposizione da radon nell'ambiente sotterraneo considerato non sia trascurabile: abbiamo a che fare con una pratica di rilevanza radioprotezionistica.
5. La giusta valutazione, come speriamo sia stato messo in evidenza da questo lavoro, sta nel mezzo. Tuttavia, in mancanza di dati precisi ed affidabili di partenza, ed in presenza di una legislazione in materia giustamente restrittiva, si raccomanda in conclusione la massima cautela ed un approfondimento, che può partire dall'affinamento del modello qui proposto. Queste valutazioni vanno effettuate prima di intraprendere qualunque azione di scavo, in quanto si è evidenziato come proprio i lavoratori addetti all'opera siano la categoria più esposta.

## RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- [1] C. Polvani, *Elementi di radioprotezione*, ENEA, Roma, 1987.
- [2] E. Mersi, M. Zucchetti, *Tesi di laurea: Problemi di radioprotezione e misura di Radon ambientale*, II Facoltà di Ingegneria, Politecnico di Torino.
- [3] Douglas G. Brookins, *Il problema del radon nelle abitazioni*, ed. C.E.L.I.D, Faenza, 1991.
- [4] M. Moroni, *Effetti sulla salute del radon e degli altri inquinanti indoor*, Il sole 24 ore, Milano, 2002.
- [5] Decreto Legislativo del Governo n° 230 del 17/03/1995, doc. 395B0230.900 di Origine Nazionale e pubblicato su : Gazz. Uff. Suppl. Ordin. n° 136 del 13/06/1995.
- [6] Decreto Legislativo del Governo n° 241 del 26/05/2000, doc. 300B0241.000 di Origine Nazionale emanato dal Presidente della Repubblica e pubblicato su : Gazz. Uff. Suppl. Ordin. n° 203 del 31/08/2000.
- [7] A.L. Vergine – E. Giroletti, *Radiazioni ionizzanti, protezione di lavoratori, pubblico e pazienti*, ed. Esselibri, 2000.
- [8] C. Yu, A.J. Zielen, J.-J. Cheng, D.J. LePoire, E. Gnanapragasam, S. Kamboj, J. Arnish, A. Wallo III,\* W.A. Williams,\* and H. Peterson\*, *User's Manual for RESRAD Version 6*, Environmental Assessment Division, Argonne National Laboratory, United States Department of Energy, available electronically at <http://www.doe.gov/bridge>, 2001.
- [9] Robert D. Nininger, *Minerals For Atomic Energy*, D. Van Nostrand Company, Inc. New York, 1954.

## APPENDICE

Rassegna di lavori riguardanti la presenza di minerali radioattivi nelle Alpi Occidentali e in Val di Susa

Nell'ambito del lavoro di tesi condotto da E. Mersi<sup>58</sup> sui problemi di radioprotezione e misura di radon -citata nei riferimenti bibliografici- è stata svolta una ricerca relativa agli studi condotti dal 1959 ad oggi a testimoniare la presenza di minerali d'Uranio in Val di Susa. In particolare nel testo citato sono stati commentati e riprodotti in appendice i seguenti documenti:

- [1] G. Borello, “*Permesso di ricerca Rocca d’Ambin per minerali di uranio e torio in alcuni comuni della Valsusa*”, Diverse Relazioni per Somiren SpA. e Agip SpA Attività Minerarie. S.Donato Milanese (MI) 1959/1960.
- [2] Sergio Lorenzoni, “*Studio geo-petrografico del versante italiano del Massiccio d’Ambin*”. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Centro Nazionale per lo Studio Geologico e Petrografico, Società Cooperativa Tipografica, Padova, 1965, in particolare: pp.79-80.  
<http://www.legambientevalsusa.it/Images/uranio-amianto/cnr65.jpg>
- [3] Daniele Ravagnani, “*I giacimenti uraniferi italiani e i loro minerali*”, Gruppo Mineralogico Lombardo, Museo Civico di Storia Naturale, Milano, 1974, in particolare p.49 e segg.
- [4] Emilio Pacchiarotti, “*Relazione Geomineraria e Programma dei lavori relativi al permesso di ricerca per minerali di uranio e di torio denominato Rocca d’Ambin*”, AGIP S.p.a., S. Donato Milanese, 15 aprile 1977.
- [5] Articoli su diversi giornali nel periodo 1977-1981:

---

<sup>58</sup> Enzo Mersi (Relatore M. Zucchetti), *Tesi di laurea: Problemi di radioprotezione e misura di Radon ambientale*, II Facoltà di Ingegneria, Politecnico di Torino, 2004.

*“C’è l’Uranio in Valsusa. L’Agip ha già chiesto la licenza per sondaggi in 9 Comuni. Il giacimento maggiore fra Bardonecchia e Ulzio”.* Gazzetta del Popolo, 5-8-1977, pag.1. Reperibile al sito: [http://www.legambientevalsusa.it/Images/uranio-amianto/art\\_popolo77.jpg](http://www.legambientevalsusa.it/Images/uranio-amianto/art_popolo77.jpg)

*“Proteste in Val Susa, la Francia vuole scavare Uranio sul confine”*, La Stampa, Cronaca di Torino, articolo a firma g.dolf., data imprecisata (1981).

*“Anche il rischio Uranio per la nostra Valle?. Richiesti dalla Società Francese Minatom nuovi permessi per proseguire la ricerca di giacimenti di uranio nella zona Lago del Moncenisio, Denti D’Ambin, Niblè, Punta Sommellier. Rischi per il territorio italiano”*. La Valsusa – Settimanale della Valle di Susa e Val Sangone, 1981, data imprecisata, pag.1. Reperibile al sito: [http://www.legambientevalsusa.it/Images/uranio-amianto/art\\_valsusa81.jpg](http://www.legambientevalsusa.it/Images/uranio-amianto/art_valsusa81.jpg)

[6] Lettera dell’ARPA Piemonte, Dipartimento Subprovinciale di Ivrea, a Legambiente, su “Risultati analisi campione di roccia”, a firma Mauro Magnoni e Giampaolo Ribaldi Ivrea, 9.10.1997, rif. 1372/IR 93, prot. n.3065. Reperibile al sito: <http://www.legambientevalsusa.it/Images/uranio-amianto/arpa.jpg>

[7] ARPA Piemonte, Dipartimento Subprovinciale di Ivrea, *“Relazione tecnica sul problema della radioattività in Val di Susa”*. Relazione n. 193/IR (1998); trasmessa al Prefetto di Torino, alla Regione Piemonte e all’ARPA Piemonte Dip. Grandi Rischi, con lettera dell’ARPA Piemonte, Dipartimento Subprovinciale di Ivrea, a firma Giampaolo Ribaldi del 19.2.1998, rif. IR/49, prot. 1798.

Un’ulteriore esame ha portato ad identificare questi altri lavori:

[8] Stefano Zucchetti, *Studio Geo-minerario delle zone radioattive nel deposito di Traversella, (Torino)*, L’Industria Mineraria, anno XI, 2, 1960, pp.887-909.

[9] Stefano Zucchetti, *Uranium-Bearing Bodies in the Ore Deposits of Travesella (Italy)*, Economic Geology, vol. 56, n.8 (1961) pp. 1469-1471.

[10] Stefano Zucchetti, *Primi risultati ottenuti nella studio della mineralizzazione radioattiva del deposito di Traversella (Torino)*. Rendiconti della Società Mineralogica Italiana, anno XVII (1961) pp.599-604.

[11] Stefano Zucchetti, *Su una zona uranifera con allanite nel deposito di Traversella (Torino)*. Rendiconti della Società Mineralogica Italiana, anno XVIII (1962) pp. 3-10.

Nel presente lavoro, sono stati utilizzati ai fini del calcolo i valori riportati dalle misure condotte dall'ARPA, quindi si è fatto riferimento alla relazione tecnica [7], per cercare di evitare l'utilizzo di dati potenzialmente inaffidabili sulle concentrazioni dell'elemento.

In sostanza, emerge una letteratura ampia sulla presenza di minerali uraniferi nella zona, e relativa anche ad anni nei quali (1959-1960) il tema delle radiazioni ionizzanti non era considerato. In particolare, per quanto riguarda il rischio da radon, i primi esperimenti su animali sono stati compiuti nel 1951. Il danno all'uomo è stato confermato solo alla metà degli anni sessanta, grazie ai noti rilevamenti epidemiologici tra i minatori di uranio.

Più recentemente, è da rilevarsi l'attività di ricerca di minerali uraniferi nella zona alla fine degli anni '70.