



الهيئة الاتحادية للرقابة النووية
Federal Authority for Nuclear Regulation



Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia
e lo sviluppo economico sostenibile



INTERCONFRONTO RADON IN ARIA PER SISTEMI DI MISURA PASSIVI NELLA GROTTA DI MADAME CURIE A LURISIA 2014-2015

RISULTATI

Redazione a cura di:

Francesco Cardellini, Enrico Chiaberto, Luisella Garlati, Federica Leonardi,
Mauro Magnoni, Elena Serena, Rosabianca Trevisi, Miriam Veschetti

Gruppo di lavoro:

Luisella Bardi, Francesco Cardellini, Enrico Chiaberto, Luisella Garlati,
Daniele Giuffrida, Federica Leonardi, Mauro Magnoni, Gianfranco Minchillo,
Anna Prandstatter, Ivo Riccardi, Elena Serena, Rosabianca Trevisi,
Rosamaria Tripodi, Miriam Veschetti

Con il patrocinio di:



In collaborazione
con:





Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

Ringraziamenti

Gli organizzatori ringraziano la proprietà delle Terme di Lurisia per la collaborazione, disponibilità e gentilezza dimostrata durante tutto il periodo di preparazione e esecuzione dell'interconfronto. Un ringraziamento particolare va a Claudio Magnaldi che ci ha sempre supportato e consentito l'accesso al sito di misura, anche quando interpellato con scarso preavviso.

Si ringrazia inoltre il Comune di Roccaforte di Mondovì per la disponibilità nell'ospitare il Convegno per la presentazione dei risultati.

Un particolare ringraziamento va ancora a Luca Gentile dell'ASL CN1 per aver messo a disposizione del gruppo di lavoro la sua approfondita conoscenza del territorio e della località di Lurisia.

Con il patrocinio di:



In collaborazione con:





Indice

1.	Introduzione: rischio sanitario, misura del radon e interconfronti	4
2.	Aspetti metrologici	7
2.1	<i>Il campione primario per misure di radon in aria</i>	7
2.2	<i>Controllo del sistema primario</i>	7
2.3	<i>Studio degli effetti della densità dell'aria</i>	8
2.4	<i>Tarature dei monitori usati a Lurisia</i>	8
3.	La grotta di Lurisia: caratterizzazione radiometrica del sito	12
3.1	<i>Allestimento e caratterizzazione radiometrica</i>	12
3.2	<i>Dati ambientali</i>	18
4.	Aspetti logistici e stima delle esposizioni al radon	20
5.	Risultati e analisi	27
5.1	<i>Presentazione dei dati e analisi d'insieme</i>	27
5.2	<i>Analisi delle popolazioni</i>	41
6.	Conclusioni	45

Con il patrocinio di:



In collaborazione con:



1. Introduzione: rischio sanitario, misura del radon e interconfronti

Il radon è un argomento di interesse per la salute umana ormai da molto tempo: sono infatti trascorsi oltre sessant'anni da quando, nel lontano 1951 William F. Bale diede la prima formulazione scientificamente corretta della natura del rischio sanitario dovuto al radon. Bale individuò nei prodotti di decadimento del radon i principali responsabili del rilascio di dose ai bronchi. Circa vent'anni dopo apparvero i primi studi epidemiologici che mostrarono in modo evidente una correlazione tra l'esposizione al radon dei minatori e l'aumento dell'incidenza del cancro polmonare. Da quel momento in poi gli studi sul radon fiorirono in tutto il mondo: si scoprì infatti ben presto che rilevanti concentrazioni di radon, decisamente superiori a quelle che si riscontrano nell'atmosfera libera, potevano anche trovarsi, con una certa frequenza, non solo in miniera ma anche nelle normali abitazioni. La conferma della rilevanza sanitaria del rischio radon anche per la popolazione sarà poi dimostrata negli anni Novanta, quando diversi studi epidemiologici mostrarono la cancerogenicità del radon anche per esposizioni avvenute in ambienti residenziali.

Tutti questi studi, basati sulla misura di lungo periodo delle concentrazioni di radon in migliaia di abitazioni avevano evidentemente bisogno di una adeguata strumentazione. La necessità di disporre di tecniche di misura che fossero in grado di effettuare rilevamenti in modo semplice, efficiente e a costo contenuto, spinse quindi i ricercatori a indirizzarsi verso tecniche basate sui rivelatori passivi, i cosiddetti dosimetri, cioè dispositivi che potessero essere lasciati in loco per lungo tempo e che fossero in grado così di misurare il valore medio della concentrazione di radon in un dato ambiente, che è poi il parametro richiesto dalle varie normative. La fisica nucleare disponeva già di strumenti idonei allo scopo: si trattava quindi, in molti casi, di adattare rivelatori già esistenti e concepiti per altri tipi di misure nucleari (neutroni, raggi cosmici), anche se non mancarono innovative soluzioni *ad hoc*.

Il primo vasto e sistematico studio del radon in Italia, la Campagna Nazionale Radon (1989-1995), ideata e organizzata da Istituto Superiore di Sanità (ISS) ed ENEA-DISP, l'attuale ISPRA, utilizzò dei dosimetri a tracce nucleari i cui rivelatori erano basati sul CR-39 e/o sul nitrato di cellulosa (LR-115). Tale campagna venne attuata sul territorio nazionale dalle strutture regionali dei CRR, i Centri Regionali per il Controllo della Radioattività Ambientale, da poco istituiti dal Ministero della Sanità: fu questo l'inizio di un'esperienza feconda che trasferì con successo e in modo capillare sul territorio nazionale competenze e capacità operative.

Negli anni seguenti il tema del radon dunque, si diffonde sempre di più e incomincia a raggiungere anche ambiti non strettamente specialistici. All'inizio degli anni 2000 il Piano Nazionale Radon, promosso e coordinato dall'ISS, viene varato nelle sue linee essenziali ma stenta a decollare, anche per l'insufficiente dotazione finanziaria.

Tuttavia, sia pure lentamente, va sempre più diffondendosi la consapevolezza che la misura del radon non può più essere un tema che interessa solo un ristretto numero di scienziati e specialisti, ma deve diventare una normale questione di prevenzione e tutela della salute.

Per poter rispondere in modo adeguato alle richieste che provengono da una società via via sempre più consapevole è però necessario disporre di solide e collaudate procedure di misura che siano in grado, *in primis*, di fornire dati attendibili e riferibili. Da qui l'importanza degli interconfronti che, per quanto riguarda le tecniche passive, sono diventati ai giorni nostri ormai una consuetudine per tutti i laboratori che operano a livello professionale. Tali interconfronti, effettuati in "camere radon", cioè in condizioni ambientali estremamente controllate dove non solo la concentrazione del radon ma anche i principali parametri ambientali, pressione, umidità e temperatura, sono tutti rigidamente tenuti sotto controllo, sono il pilastro indispensabile per poter valutare la riferibilità e l'attendibilità di una misura. Tuttavia, con l'accumularsi delle esperienze sul campo, è apparso progressivamente sempre più chiaro a molti ricercatori che le condizioni estremamente controllate tipiche degli interconfronti tradizionali si distanziavano troppo da quelle che sono le usuali condizioni che si incontrano nei casi reali; è sorta quindi spontanea la domanda di quanto possano influire sui risultati le "condizioni reali" sperimentate durante le misure effettuate in abitazioni e luoghi di lavoro. Si è quindi fatta progressivamente strada l'idea di un "interconfronto in campo", cioè di un esercizio collettivo in cui diversi laboratori si confrontassero non tanto e non solo con un valore di riferimento, ma con tutte quelle altre variabili, spesso difficilmente controllabili, che sono tipiche delle attività di misura sul campo.

Una prima interessante esperienza è stata fatta qualche anno fa, nel 2012, in Spagna [1]. A seguito degli interessanti risultati ottenuti in questa prima esperienza si è voluto continuare in questa direzione anche in Italia. È partendo da riflessioni di questo genere che AIRP, fedele alla sua missione di diffondere la cultura della radioprotezione sia sul versante del "saper fare tecnico" che su quello della conoscenza e della divulgazione a più ampio raggio, ha pensato di promuovere nel 2014 un'esperienza di interconfronto aperta a tutti i laboratori, pubblici e privati, che lavorano in questo settore. La proposta ha incontrato un significativo e, dobbiamo dire quasi inaspettato, successo: 46 laboratori, con una significativa presenza straniera (circa 20%) hanno dato infatti la loro adesione e hanno spedito i loro dispositivi di misura per le esposizioni, effettuate durante l'estate del 2014 presso le Terme di Lurisia, in provincia di Cuneo. Il luogo non è stato scelto a caso: qui infatti scaturisce l'acqua più radioattiva d'Europa (oltre 25000 Bq/litro di radon) e qui nel 1918 venne Marie Curie, spinta dalla sua curiosità di scienziata. Il luogo particolare scelto per l'esposizione dei dosimetri è la grotta di Lurisia, storicamente nata per ricavare "lose", tipiche lastre in pietra per la copertura dei tetti, e poi resa famosa per le acque radioattive, che da essa scaturiscono e che destarono appunto l'interesse di Madame Curie. Attualmente la grotta continua ad essere di interesse per gli aspetti scientifici legati alla radioattività: le sue cavità interne, per la presenza di elevate concentrazioni di radon nell'aria, sono ora diventate un luogo privilegiato per esperimenti di vario genere legati alla radioprotezione, e per questa ragione sono state scelte come località ideale per ospitare l'interconfronto internazionale di radon con dosimetri passivi in campo. Si tratta di un ambiente "severo" con condizioni di umidità particolarmente elevate ma che, proprio per questo, è stato ritenuto adatto a verificare la risposta dei sistemi di misura in condizione per così dire "estreme".

Il Convegno che si è svolto a Lurisia il 7 - 8 maggio 2015 e che ha concluso questo percorso, è stato anche l'occasione per discutere non solo dei risultati dell'interconfronto, ma anche di altri temi legati al radon: le campagne di monitoraggio, gli studi in corso e le

loro prospettive, le azioni di rimedio e altro ancora. Il presente rapporto, è tuttavia dedicato interamente all'interconfronto e alla presentazione dei suoi risultati, perché questo è il cuore dell'evento che AIRP ha proposto e che tutti gli Enti che hanno aderito hanno contribuito ad organizzare. La cura del dato e della sua attendibilità è infatti un argomento centrale per ogni discorso che voglia avere un fondamento scientifico. Quello delle "misure in campo" è un ambito particolarmente delicato: il trasferimento delle esperienze di laboratorio non è infatti un'operazione semplice e scontata. Se questo evento e questa breve pubblicazione riuscirà, anche solo in parte, a dare un contributo per chiarire alcuni aspetti oscuri o anche solo ad indicare difficoltà e problemi, avrà raggiunto il suo scopo: a tutta la comunità dei radioprotezionisti spetterà questo giudizio.

2. Aspetti metrologici

Le concentrazioni di attività di riferimento radon nella grotta sono state misurate con sei diversi monitori messi a disposizione da ARPA Piemonte, INAIL, JRC ISPRA e Politecnico di Milano: tre Alphaguard (AG sn. 933, 1311 e 1312), basati su camera a ionizzazione e tre MR1 (sn. 19, 46 e 50), basati su cella a scintillazione. Tutti i monitori usati sono stati tarati nei laboratori di INMRI (Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti) nel Centro di Ricerche ENEA Casaccia.

Schematicamente le operazioni di taratura prevedono: la determinazione della sensibilità e della indicazione di bianco (o fondo strumentale) del monitor, lo studio della influenza dei parametri ambientali e, infine, le procedure e i controlli di qualità.

In questi paragrafi, per ragioni di sintesi, descriveremo principalmente il campione primario per misure di radon in aria di INMRI e le misure degli effetti dei parametri ambientali.

2.1 Il campione primario per misure di radon in aria

Il campione primario per misure di radon in aria è illustrato in Figura 2.1 ed è usato per tarare i monitori di riferimento dell'istituto. Esso è costituito da un fusto in alluminio del volume di 111,77 litri, da un monitor di radon (attualmente una cella a scintillazione) e dal gruppo sorgenti. I vari elementi del sistema sono collegati da un circuito chiuso in cui l'aria ed il radon sono fatti circolare da una micropompa collocata all'interno del volume di alluminio. Il circuito è dotato anche di un flussimetro, un manometro ed un igrometro.

Il sistema viene tarato usando dei gorgogliatori (GRG) che contengono una soluzione di riferimento di radio-226 di attività nota (circa 1500 Bq) e riferibile ad uno standard NIST (National Institute for Standard and Measurement USA). L'attività di radon nelle sorgenti è all'equilibrio con quella del radio. Il GRG contenente la soluzione di radio viene collocato nella posizione n°2 nella Figura 2.1, il GRG nella posizione n° 1 serve solo ad umidificare l'aria ed evitare che la sorgente di radio si asciughi con l'uso. Facendo circolare l'aria attraverso il GRG si estrae il radon dalla sorgente e lo si introduce nel circuito realizzando così una atmosfera di riferimento, cioè un ambiente in cui è nota a priori la concentrazione di attività di radon. Infatti l'attività di radon estratta è nota, in quanto è pari all'attività del radio nella sorgente ed il volume del circuito è misurato con cura. Confrontando il rateo di conteggi del monitor nel circuito con il valore della concentrazione di radon se ne determina la sensibilità. Il risultato di una tipica misura è riportato in Figura 2.2.

Due monitori di INMRI, un Alphaguard ed un MR1, sono stati tarati indipendentemente in questo circuito e quindi confrontati in oltre 25 esperimenti nella camera radon da 1027 litri di INMRI. In media le loro misure sono risultate perfettamente uguali, ma in alcune prove si è comunque evidenziato uno scostamento fra le misure; in alcuni casi MR1 misurava più di AG mentre in altri casi meno. Lo scarto tipo della serie di misure è pari a 1,5%: questo valore rappresenta il limite di riproducibilità delle misure di radon con questi strumenti.

2.2 Controllo del sistema primario

La parte più critica di tutto il sistema di taratura è la stabilità delle sorgenti di radio e la possibilità di estrarre effettivamente tutto il radon da esse prodotto. Per controllare questi

aspetti si sono usati due diversi tipi di sorgenti la cui attività è stata misurata con “metodi assoluti”. Il primo tipo è costituito da fiale di vetro contenenti circa 2 kBq di radon e misurate in un rivelatore NaI a pozzetto (misure γ in geometria 4π), il secondo è costituito da GRG da circa 300cc contenenti acqua con alta concentrazione di radon, misurata mediante scintillazione liquida. I risultati preliminari di queste prove sono in accordo entro l'1,2% con le misure basate sui GRG di radio.

2.3 Studio degli effetti della densità dell'aria

Sulla base dell'esperienza acquisita nel tempo si è verificato che il parametro di maggiore influenza sul funzionamento dei monitori maggiormente usati è la densità dell'aria, quindi il rapporto P/T, dove P è la pressione atmosferica (in mBar) e T la temperatura assoluta (°K). Per questo motivo sono state realizzate una serie di prove per determinare i coefficienti di correzione da apportare alle misure. Tali correzioni, generalmente trascurabili nelle normali condizioni di laboratorio, sono state rilevanti nelle misure effettuate a Lurisia.

Per queste prove si sono collocati un monitore AG ed un MR1 in una camera radon da 141 litri, si è inserito il radon e quindi si è aspirata un po' di aria dalla camera facendo diminuire la pressione interna di 110 mBar. Dopo 24 ore di misura si è riportata la pressione al valore iniziale inserendo aria invecchiata e priva di radon, presa da una bombola di aria compressa. Si sono quindi proseguite le misure per altre 24 ore. I risultati ottenuti sono mostrati in Figura 2.3.

Si può constatare che la sensibilità di AG, che si basa su una camera a ionizzazione, diminuisce al diminuire della densità dell'aria, in quanto la ionizzazione prodotta nell'aria dalle particelle alfa diminuisce a bassa pressione. La situazione è opposta per MR1: infatti quanto minore è la densità dell'aria, tanto meglio le particelle alfa raggiungono le pareti della cella dove si producono i lampi di luce misurati. I risultati di varie misure sono riportati in Figura 2.4.

Nelle condizioni ambientali della Grotta di Madame Curie (931 mBar e 11 °C) i monitori Alphaguard hanno sottostimato le concentrazioni di radon per circa il 2,5%, mentre i monitori MR1 le hanno sovrastimate per circa l'1,7%. Le misure registrate sono pertanto state corrette per tenere conto di questo effetto.

2.4 Tarature dei monitori usati a Lurisia

I monitori usati a Lurisia sono stati tarati confrontandoli con i monitori di riferimento di INMRI in una serie di 13 prove. Tre prove sono state realizzate nella camera radon da 1027 litri a concentrazioni di radon costante del valore di 1500, 9000 e 25000 Bq/m³, rispettivamente. Le altre prove sono state realizzate nella sala radon praticabile (SRP), a concentrazioni di radon variabili e comprese tra 1500 e 4000 Bq/m³. Nella Figura 2.5 si vede l'allestimento sperimentale per una taratura nella SRP e nella Figura 2.6 sono mostrati i risultati di una delle prove. Tuttavia alcune prove non hanno dato risultati così buoni e hanno anzi evidenziato che le concentrazioni di radon possono variare del 4% sulla distanza di 1,5 m nella SRP. In generale, le misure nella SRP sono meno riproducibili di quelle in camera radon, ma più vicine alle condizioni trovate in campo.

Ognuno dei monitori è stato testato in almeno 5 di queste prove e la riproducibilità dei fattori di taratura ottenuti nelle varie prove è di 1,7% per un MR1 e circa 2,4% per tutti gli

altri monitori. L'incertezza complessiva sul fattore di taratura dei monitori viene dunque quotata pari al 3%.

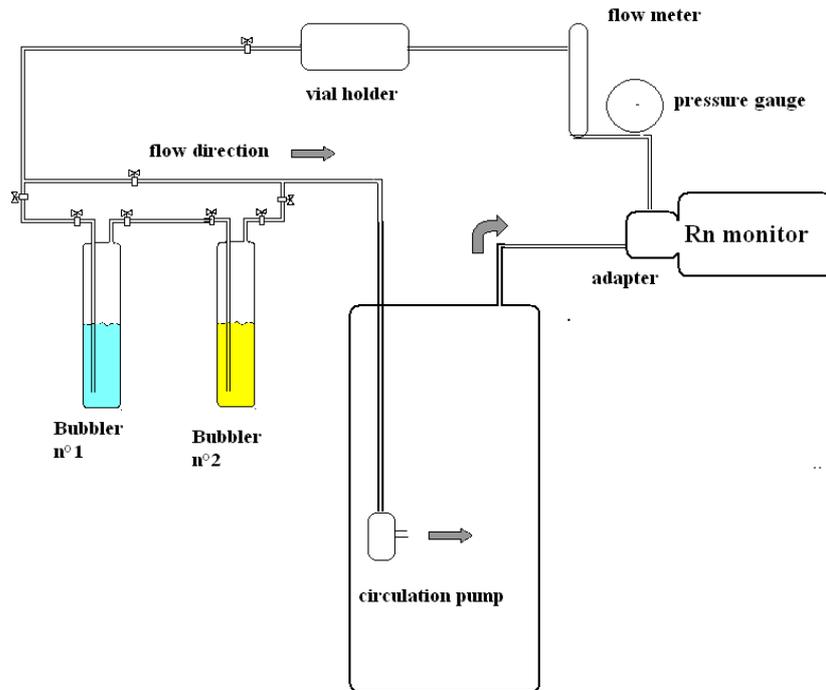


Figura 2.1. Schema del circuito primario per misure di radon in aria.

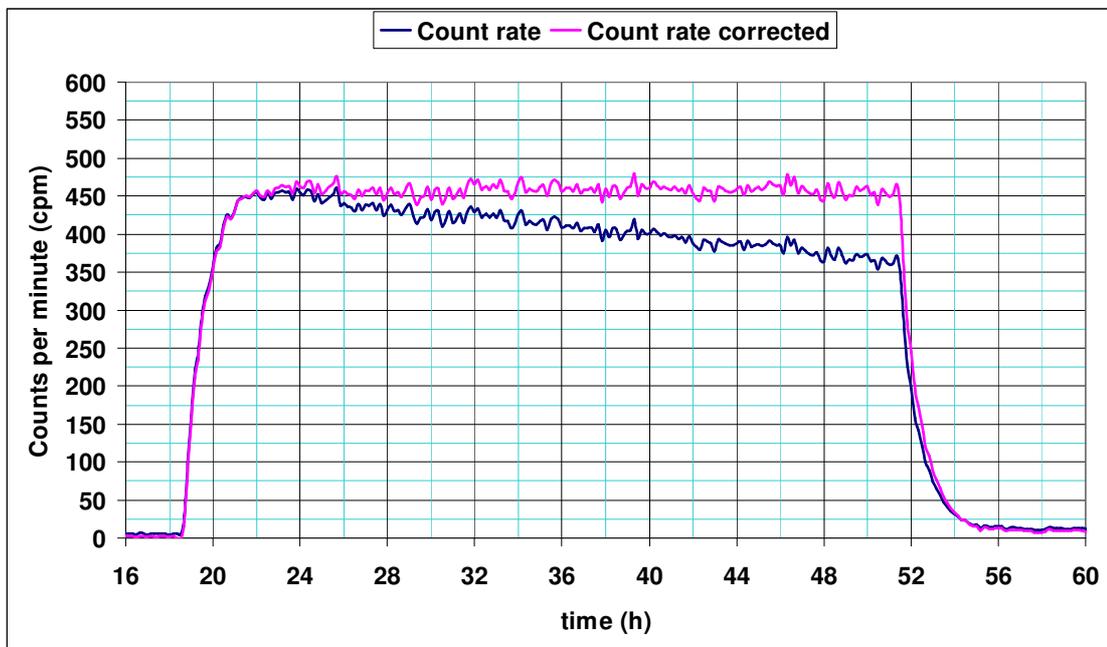


Figura 2.2. Esempio di misura di taratura nel sistema primario per misure di radon.

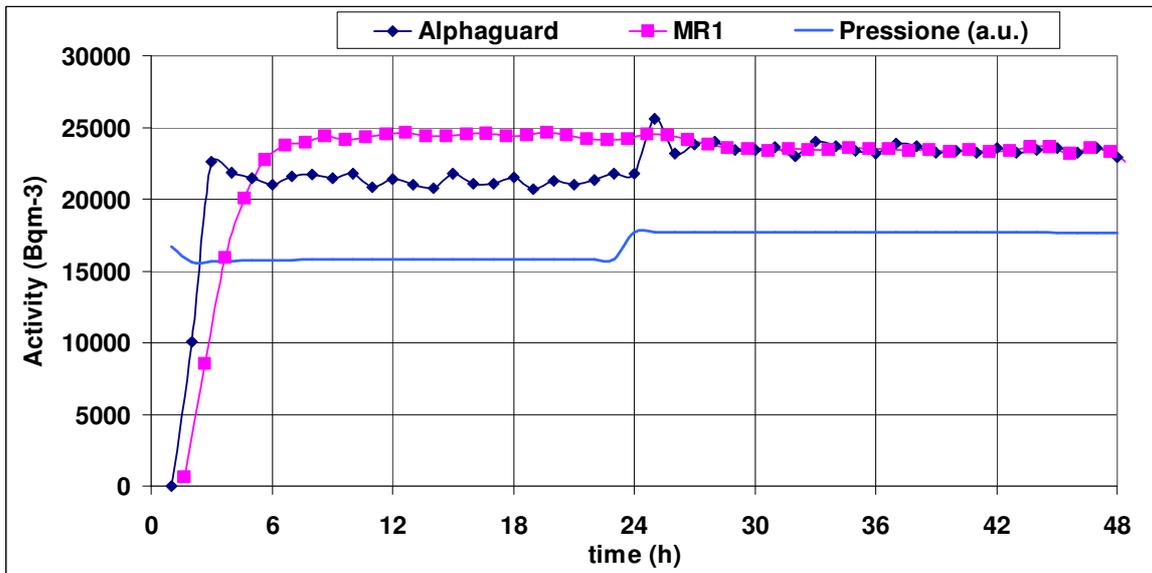


Figura 2.3. Misura degli effetti della pressione sui monitori di radon.

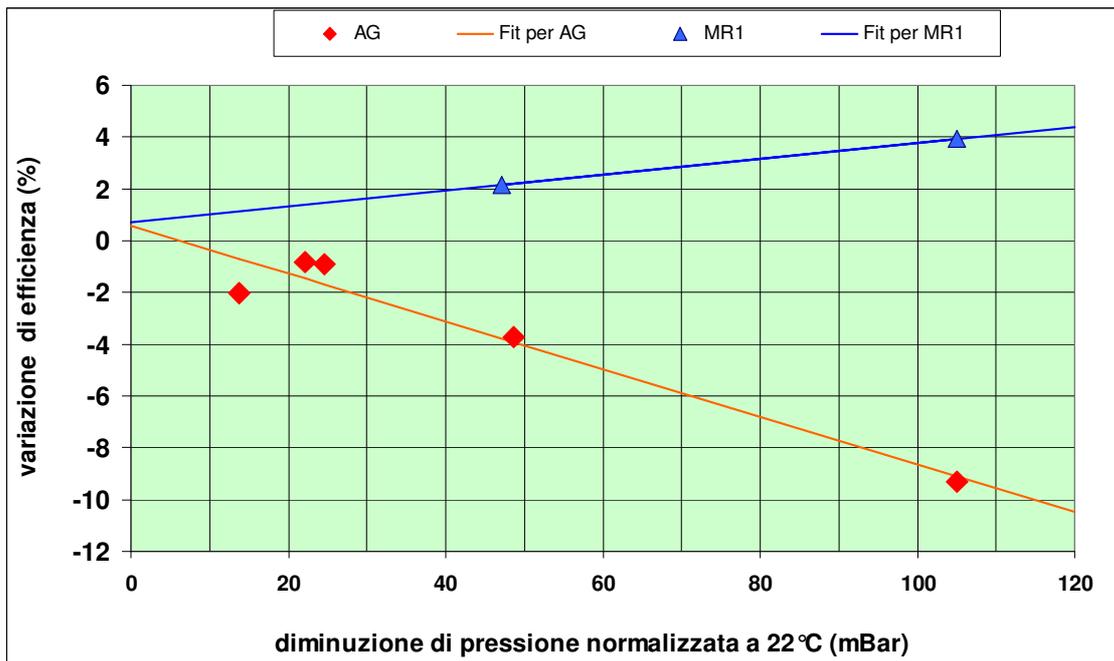


Figura 2.4. Dipendenza dell'efficienza dei monitori dalla densità dell'aria.



Figura 2.5. Tarature dei monitori nella sala radon praticabile.

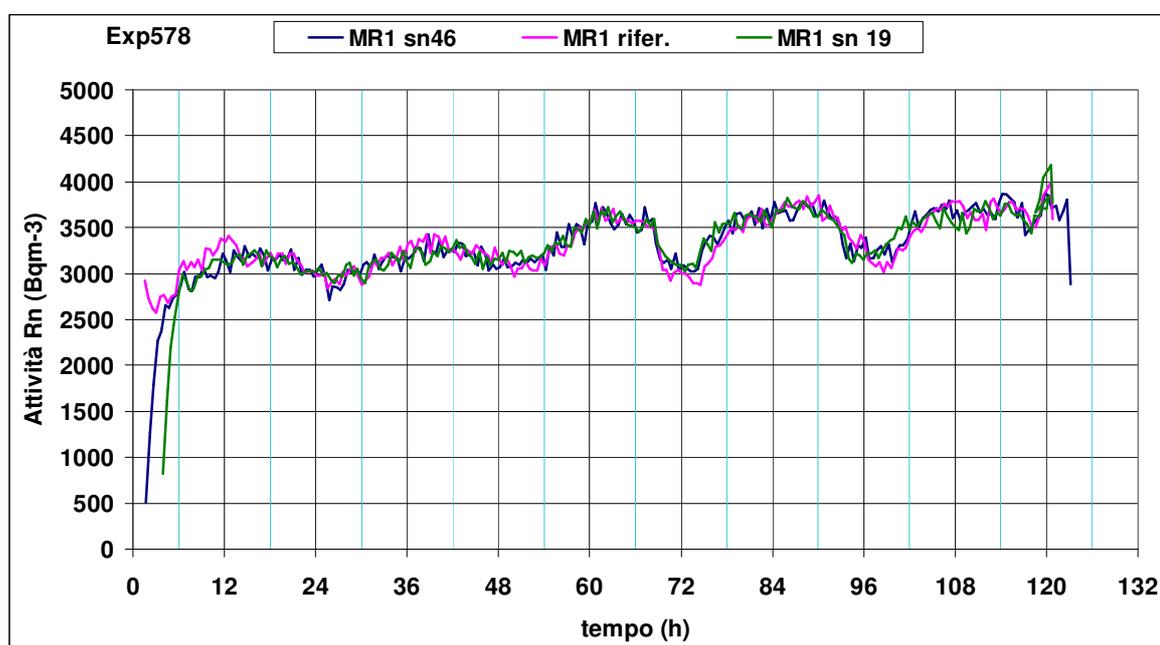


Figura 2.6. Misure per la taratura dei monitori nella sala radon praticabile.

3. La grotta di Lurisia: caratterizzazione radiometrica del sito

3.1 Allestimento e caratterizzazione radiometrica

Alcune serie di misurazioni preliminari hanno portato alla scelta del luogo idoneo, internamente alla grotta, ad ospitare i dosimetri per le esposizioni (in totale 50 set).

La grotta è costituita da un cunicolo principale lungo il quale sono dislocati gli impianti di captazione di alcune sorgenti tra cui la "Garbarino", quella più radioattiva, con concentrazioni fino a 25000 Bq/l di radon. Ad una ventina di metri dall'ingresso si apre un anfratto in cui è presente uno dei pozzi principali della sorgente Garbarino.

È questo il sito che è stato ritenuto adatto ad ospitare l'interconfronto, per la ridotta circolazione di aria al suo interno e per le condizioni ambientali complessivamente più stabili (temperatura e umidità) rispetto al cunicolo principale, maggiormente influenzato dalle condizioni meteo esterne.

All'interno dell'anfratto sono quindi stati posti 8 scaffali (Figura 3.1) con ripiani a griglia, (indicati con le lettere da A ad H), in modo da garantire la massima circolazione di aria tra i dosimetri durante le esposizioni. Successivamente è stato fissato un sistema di riferimento cartesiano, necessario per poter individuare la precisa collocazione dei vari dosimetri.

Durante le settimane precedenti l'inizio dell'interconfronto si è provveduto al posizionamento di 9 monitori in continuo di tipo Alphaguard, MR1, e Radim 5B (Figura 3.2), di cui 6 direttamente tarati dall'INMRI e gli altri ad essi allineati. Ciò ha permesso di escludere, entro le incertezze degli strumenti di misura stessi, che ci fosse un gradiente verticale (coordinata z: 0-100 cm) (Figura 3.3) e orizzontale (coordinata y: 0-80 cm). Un evidente gradiente di concentrazione, rispetto alla coordinata x, è stato, invece, osservato in occasione di una delle due esposizioni di interconfronto effettuate (quella più elevata, Figura 3.4).

La concentrazione del radon nel periodo precedente all'interconfronto ha mostrato nel complesso un andamento piuttosto regolare, caratterizzato da tipiche fluttuazioni giornaliere (Figura 3.5), con fronti di salita che iniziavano mediamente tra le ore 7 e le 8 del mattino, per arrivare a valori massimi tra le ore 19 e le 20 (Figura 3.6): le concentrazioni di radon scendono nella notte per risalire durante il giorno.

La media dei massimi giornalieri è risultata in tale periodo di 15272 Bq/m³, a fronte di una media dei minimi giornalieri pari a 6447 Bq/m³. Durante le misure preliminari il massimo del radon giornaliero ha raggiunto 23936 Bq/m³ e non è mai sceso sotto 5696 Bq/m³, mentre il massimo dei minimi giornalieri è stato 16000 Bq/m³ con un minimo valore di 1536 Bq/m³.



Figura 3.1. Scaffali per la posa dei dosimetri durante l'esposizione.

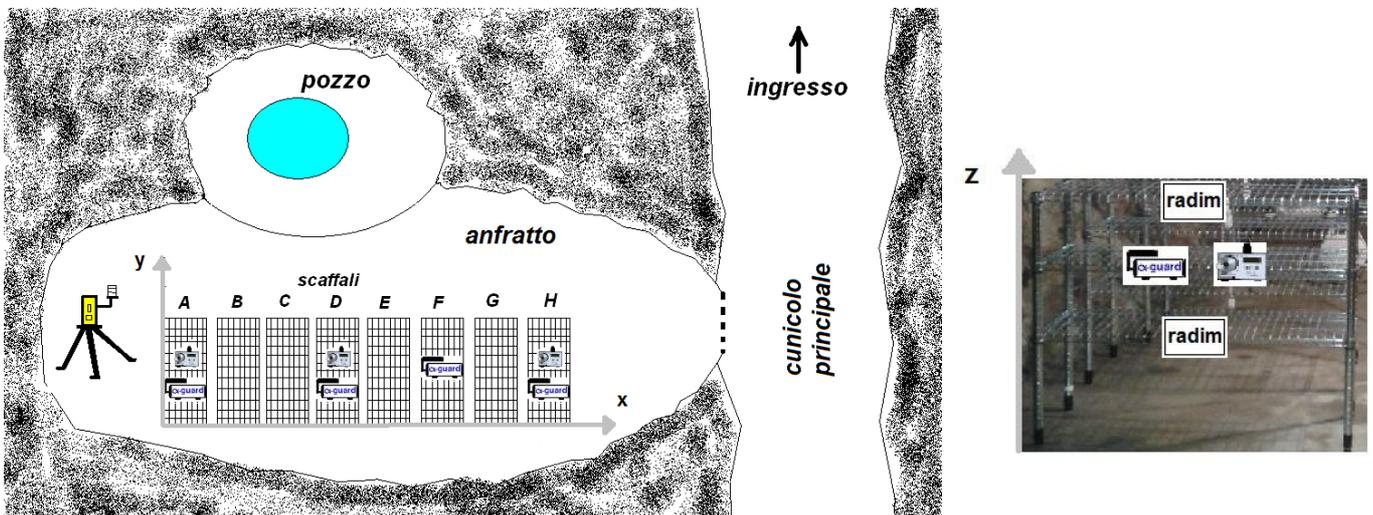


Figura 3.2. Schema della disposizione dei monitori in continuo durante le esposizioni. A destra è visibile il particolare relativo allo scaffale D.

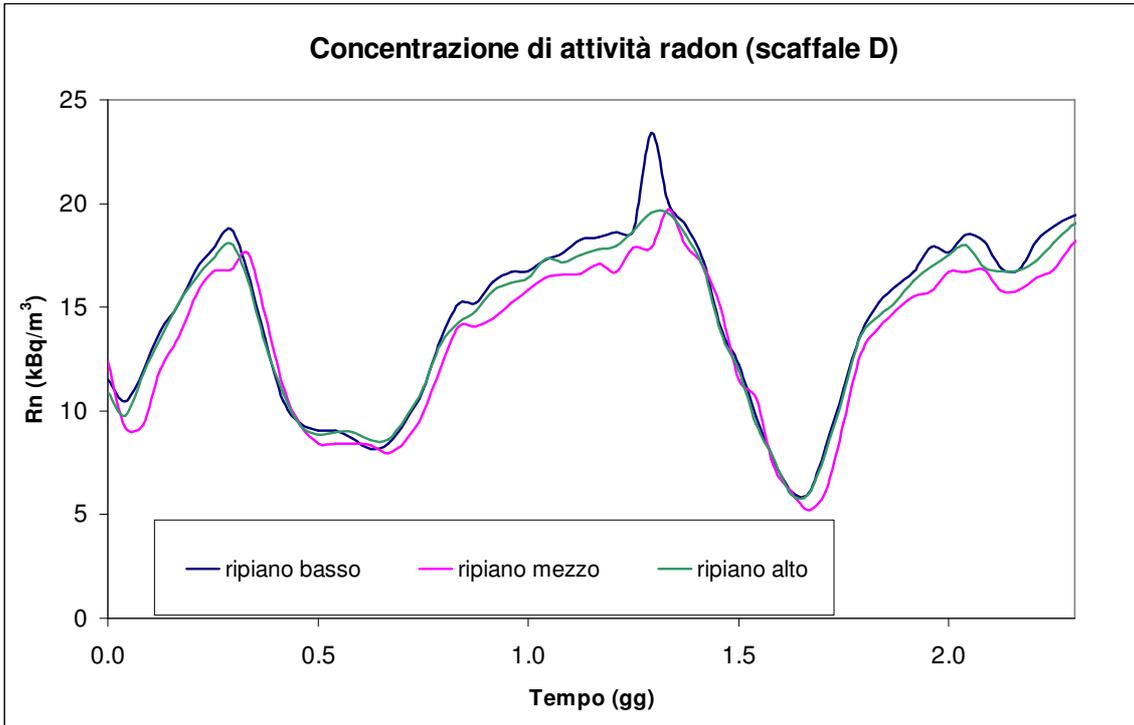


Figura 3.3. Misure di concentrazione sullo scaffale D al variare del ripiano (coordinata z).

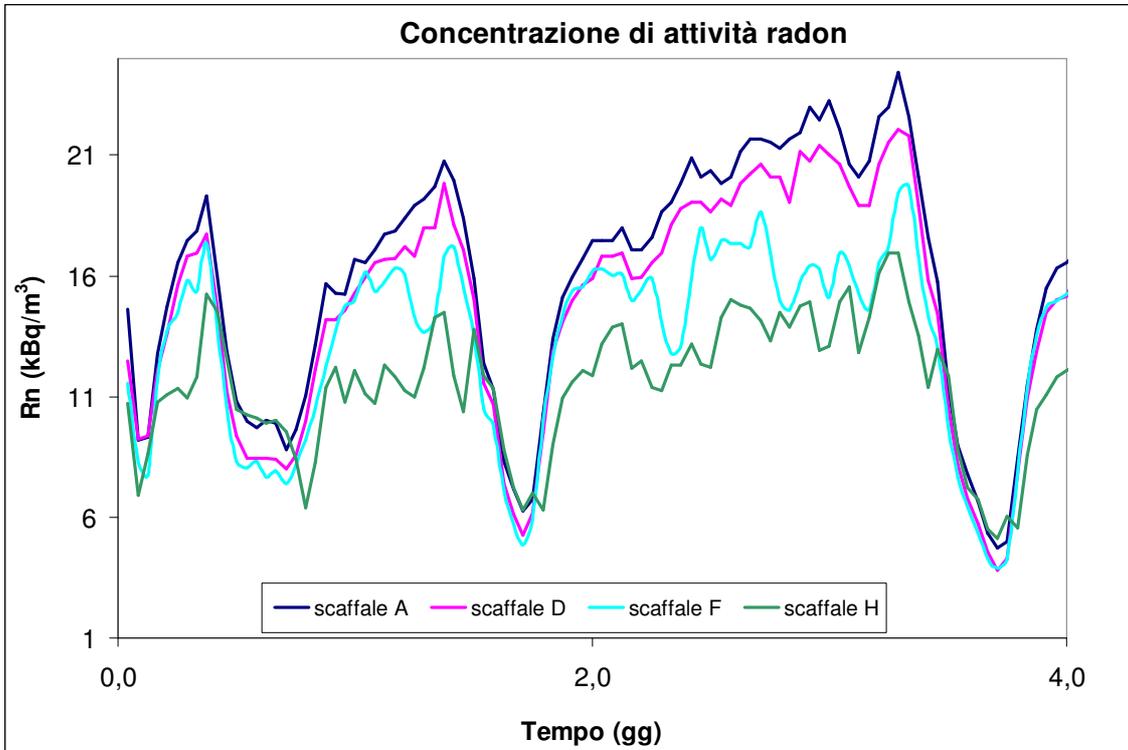


Figura 3.4. Misure di concentrazione al variare dello scaffale lungo la coordinata x: le differenze di concentrazione tra i vari scaffali, corrispondenti a diversi valori della coordinata x, sono marcate.

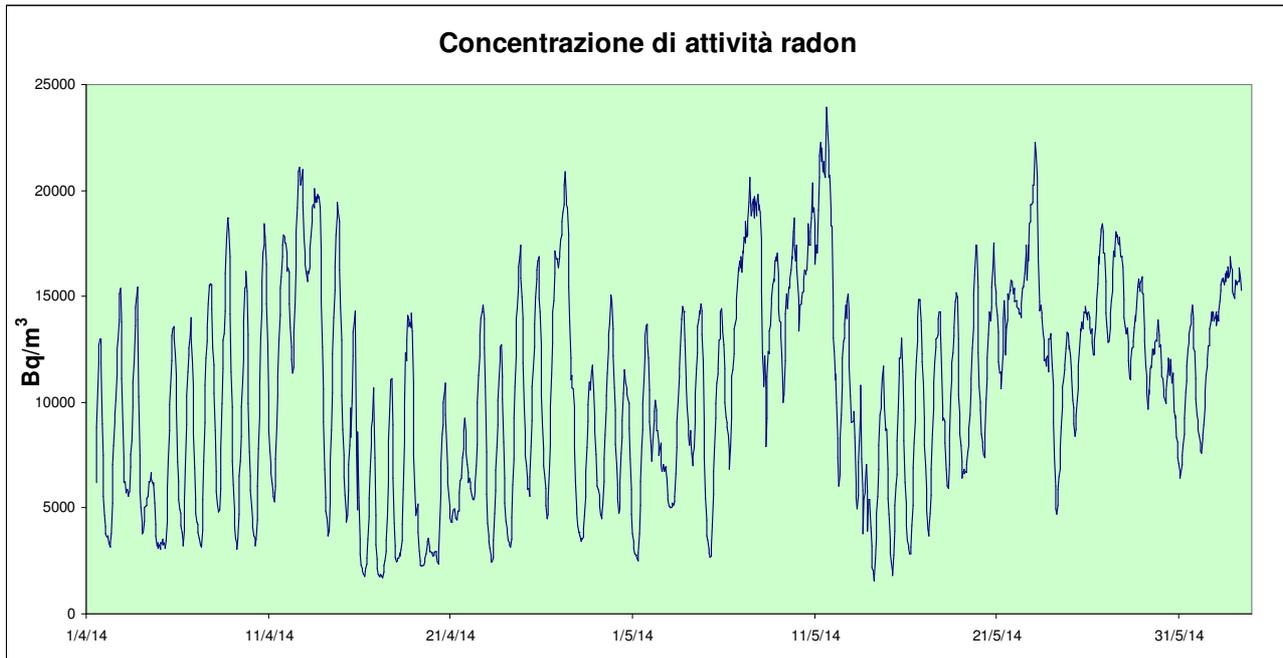


Figura 3.5. Misure di radon nell'anfratto nei mesi precedenti all'interconfronto.

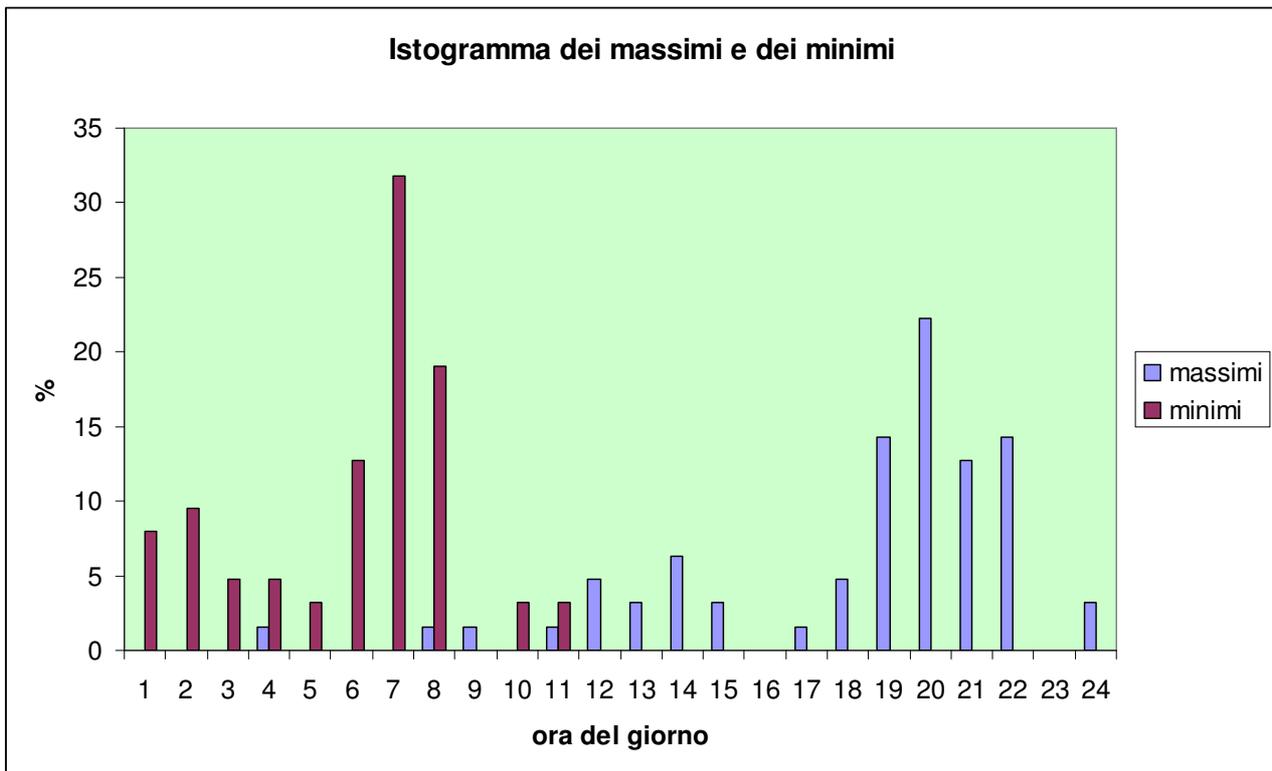


Figura 3.6. Istogramma dei massimi e dei minimi giornalieri nell'anfratto di misura.

È stato verificato anche, mediante sonda con scintillatore plastico “Automess”, il rateo di dose gamma in aria. Il campo di radiazione presente nel volume occupato dagli scaffali è stato quindi ricavato interpolando i dati sperimentali con il metodo dell'inverso del quadrato delle distanze (Figura 3.7) tramite il software R [2].

Si può notare che il campo di radiazione non è risultato uniforme: la presenza della parete rocciosa più vicina da un lato, del pavimento in cemento in basso e del pozzo di captazione dell'acqua Garbarino dall'altro lato, sono le cause di tale disomogeneità.

Durante le esposizioni di interconfronto il campo di radiazione nel volume occupato dagli scaffali è stato poi valutato mediante dosimetri TLD-100 distribuiti in vari punti, in modo tale da consentire l'attribuzione di un corretto valore di rateo di dose gamma a tutti i set in misura (tabella 3.1).

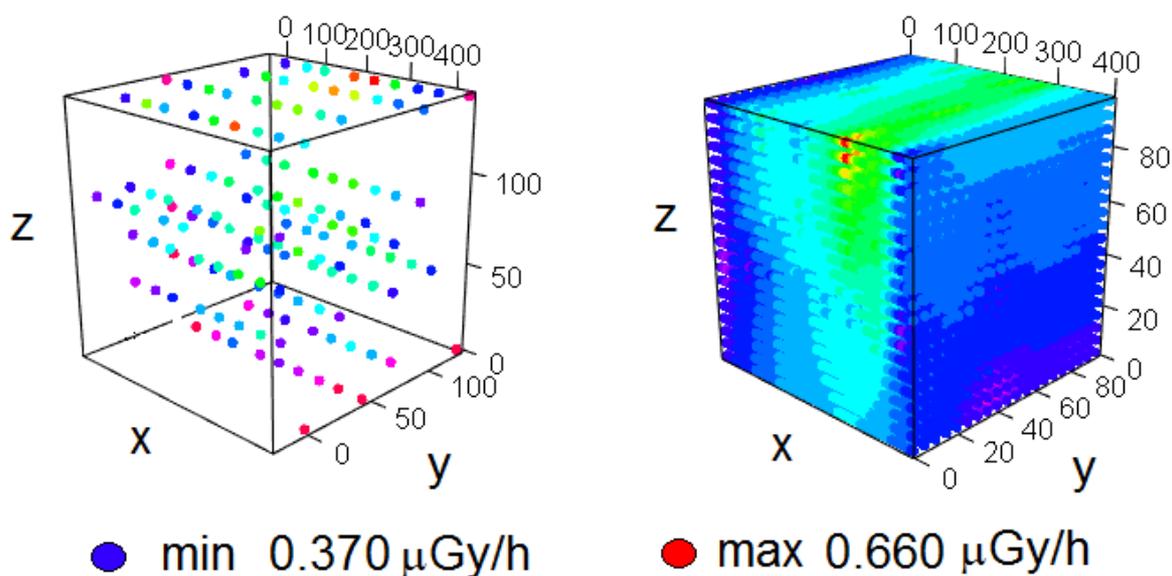


Figura 3.7. Misure preliminari di rateo di dose in aria e stima del campo di radiazione.

Tabella 3.1 - Rateo di dose γ in aria per i SET durante le esposizioni (interpolazione)

SET	Gruppo 1 esposizione bassa					Gruppo 2 esposizione alta				
	x	y	z	rateo	inc k=1	x	y	z	rateo	inc k=1
	cm	cm	cm	$\mu\text{Gy/h}$	$\mu\text{Gy/h}$	cm	cm	cm	$\mu\text{Gy/h}$	$\mu\text{Gy/h}$
1	17	8	93	0,458	0,039	17	12	93	0,671	0,060
2	17	42	93	0,475	0,040	17	40	93	0,667	0,060
3	17	66	93	0,494	0,042	17	63	93	0,687	0,062
4	17	33	40	0,458	0,039	17	43	40	0,656	0,059
5	17	70	40	0,475	0,040	17	74	40	0,664	0,060
6	90	43	93	0,482	0,041	90	46	93	0,657	0,059
7	73	24	93	0,472	0,040	73	19	93	0,639	0,057
8	73	60	93	0,490	0,042	73	42	93	0,658	0,059
9	73	26	67	0,467	0,040	73	49	67	0,662	0,060

SET	Gruppo 1 esposizione bassa					Gruppo 2 esposizione alta				
	x	y	z	rateo	inc k=1	x	y	z	rateo	inc k=1
	cm	cm	cm	μGy/h	μGy/h	cm	cm	cm	μGy/h	μGy/h
10	73	24	40	0,457	0,039	73	20	40	0,616	0,055
11	73	63	40	0,476	0,040	73	60	40	0,665	0,060
12	118	30	93	0,486	0,041	118	30	93	0,637	0,057
13	118	55	93	0,489	0,042	118	70	93	0,673	0,061
14	118	21	67	0,484	0,041	118	25	67	0,627	0,056
15	118	50	67	0,483	0,041	118	43	67	0,641	0,058
16	118	24	40	0,473	0,040	118	30	40	0,622	0,056
17	118	50	40	0,478	0,041	118	62	40	0,644	0,058
18	118	75	67	0,479	0,041	118	76	67	0,660	0,059
19	190	20	93	0,487	0,041	190	20	93	0,626	0,056
20	190	70	93	0,541	0,046	190	76	93	0,683	0,061
21	237	30	93	0,497	0,042	237	36	93	0,615	0,055
22	237	65	93	0,502	0,043	237	70	93	0,645	0,058
23	237	25	67	0,496	0,042	237	18	67	0,598	0,054
24	237	50	67	0,494	0,042	237	53	67	0,622	0,056
25	237	75	67	0,492	0,042	237	80	67	0,637	0,057
26	237	40	40	0,487	0,041	237	32	40	0,598	0,054
27	237	70	40	0,483	0,041	237	72	40	0,619	0,056
28	284	20	93	0,497	0,042	284	10	93	0,598	0,054
29	284	38	93	0,489	0,042	284	38	93	0,601	0,054
30	284	70	93	0,492	0,042	284	70	93	0,628	0,056
31	284	55	40	0,476	0,040	284	55	40	0,597	0,054
32	264	43	50	0,485	0,041	266	50	40	0,602	0,054
33	284	73	67	0,481	0,041	284	76	67	0,621	0,056
34	334	25	93	0,475	0,040	334	28	93	0,574	0,052
35	334	13	93	0,483	0,041	334	10	93	0,577	0,052
36	334	43	93	0,470	0,040	334	42	93	0,577	0,052
37	334	70	93	0,469	0,040	334	66	93	0,591	0,053
38	334	74	67	0,454	0,039	334	20	67	0,568	0,051
39	334	13	67	0,481	0,041	334	40	67	0,571	0,051
40	334	32	67	0,469	0,040	334	56	67	0,576	0,052
41	334	47	67	0,464	0,039	334	66	67	0,580	0,052
42	334	36	40	0,461	0,039	334	43	40	0,565	0,051
43	334	56	67	0,461	0,039	334	80	67	0,582	0,052
44	334	65	40	0,450	0,038	334	74	40	0,567	0,051
45	334	12	40	0,461	0,039	334	15	40	0,550	0,049
46	378	12	93	0,432	0,037	378	20	93	0,528	0,048
47	378	35	93	0,448	0,038	378	48	93	0,551	0,050
48	378	67	93	0,452	0,038	378	75	93	0,551	0,050
49	378	30	40	0,433	0,037	378	10	40	0,471	0,042
50	378	12	40	0,403	0,034	361	52	40	0,548	0,049

3.2 Dati ambientali

A tutti i partecipanti sono stati forniti i dati ambientali riportati in Tabella 3.2 relativi alle due esposizioni dell'interconfronto. I dati meteo climatici (temperatura, pressione umidità) sono stati ottenuti tramite centralina modello Automatic Weather Station MAWS201 (Vaisala). La centralina è stata programmata per acquisire il dato ogni 60 secondi e calcolare la media oraria. Il sensore di pressione possiede un'accuratezza di ± 0.3 hPa; il sensore di umidità, alla temperatura di +20 °C, ha un'accuratezza di ± 2 %RH (da 0 a 90%RH) e ± 3 %RH (da 90 a 100%RH); il sensore di temperatura ha, invece, un'accuratezza a +20 °C di ± 0.2 °C. Nelle figure 3.8, 3.9 e 3.10 riportiamo i grafici per i principali parametri ambientali ottenuti durante l'esposizione alta.

Tabella 3.2 Dati forniti ai partecipanti

	Esposizione bassa	Esposizione alta
Quota luogo di esposizione presso la grotta di Lurisia	720 m s.l.m.	
Quota luogo di stoccaggio dei dispositivi presso l'Arpa Piemonte sede di Ivrea	253 m s.l.m.	
Rateo di dose gamma ambientale presso il luogo di stoccaggio	0.150 \pm 0.015 μ Gy/h (k=1)	
Tempo di esposizione	46 ore	382 ore
Temperatura	9.3 °C	9.2 °C
Pressione	931.8 hPa	930.8 hPa
Umidità %	94.8	94.5

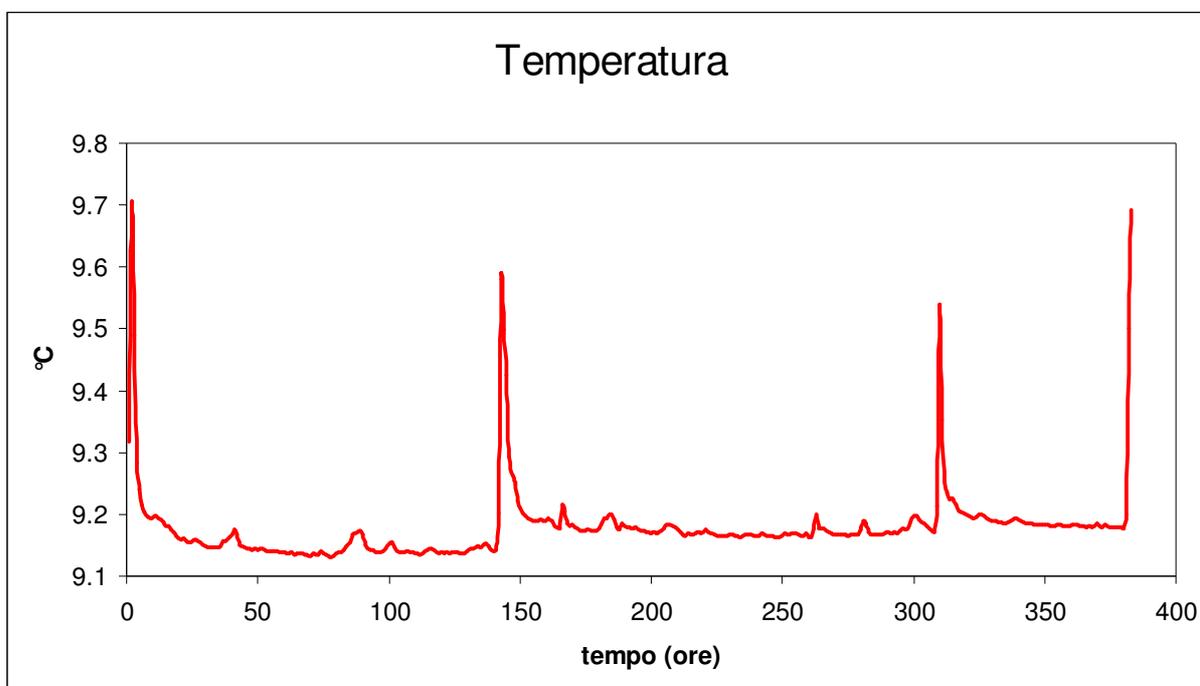


Figura 3.8. Misure di temperatura durante l'esposizione alta.

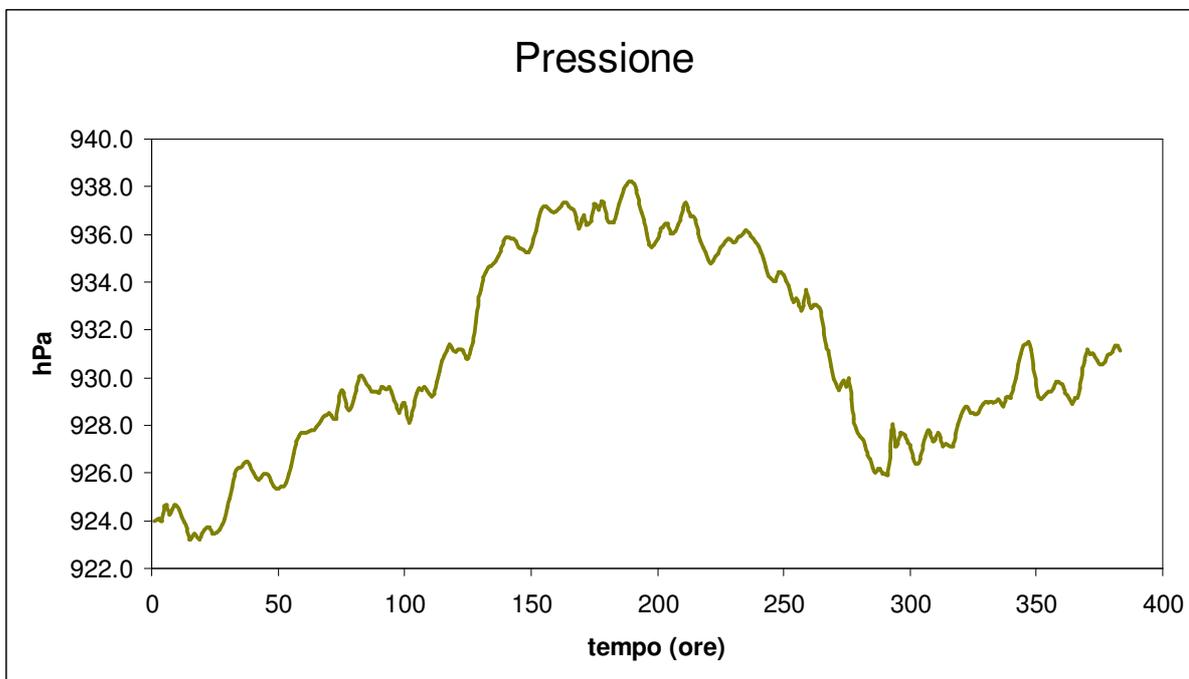


Figura 3.9. Misure di pressione durante l'esposizione alta.

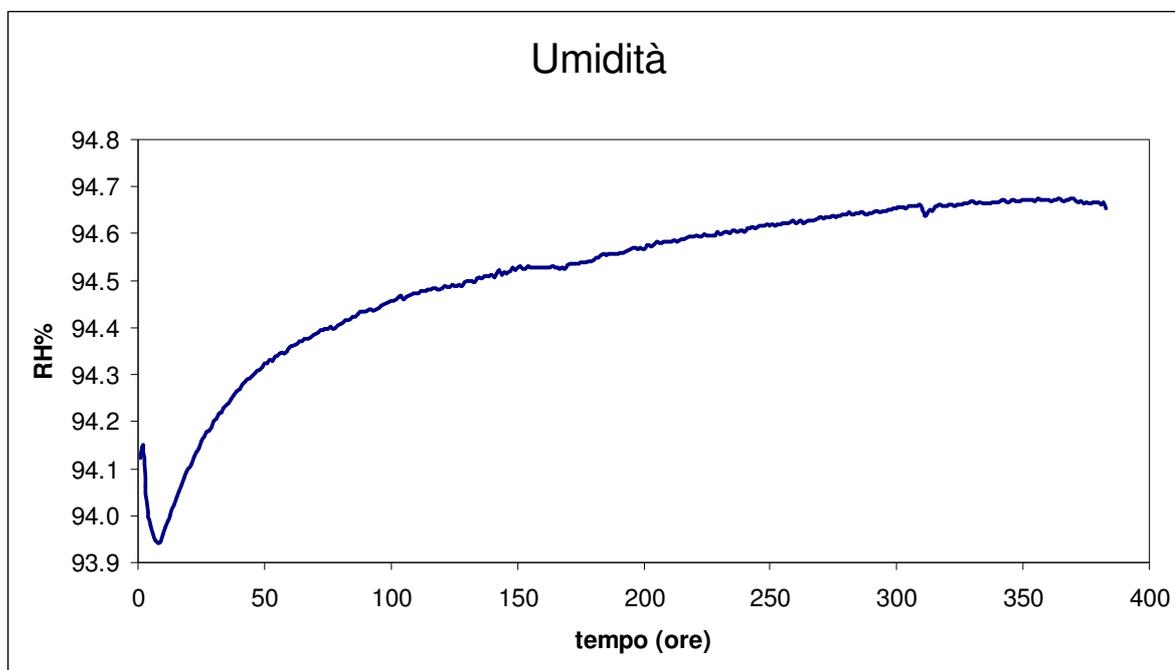


Figura 3.10. Misure di umidità durante l'esposizione alta.

4. Aspetti logistici e stima delle esposizioni al radon

Diversi giorni prima dell'inizio delle esposizioni, i monitori di riferimento sono stati posti in misura, in modo che, nel momento di inizio delle esposizioni, fossero già adattati alla concentrazione del radon presente in grotta. Secondo le istruzioni, i laboratori hanno fornito due gruppi di 10 dosimetri, uno destinato ad essere esposto a valori alti (circa 8000 kBqhm⁻³), l'altro destinato a una esposizione più bassa (attorno ai 400 kBqhm⁻³). Ciò ha permesso ai partecipanti di prevedere eventualmente tipologie diverse di dosimetro per le due esposizioni. Fino al giorno precedente alle due esposizioni i dosimetri sono stati stoccati presso il laboratorio Arpa di Ivrea nelle originali buste sigillate, impermeabili al radon. Si è provveduto ad aprire le confezioni soltanto per la preparazione e l'assemblaggio dei dosimetri, secondo le modalità definite dai singoli laboratori partecipanti, per poi risigillarle. Giunti presso la località di Lurisia, i set sono stati disposti in apposite cassette (Figure 4.1 e 4.2), prima dell'ingresso in grotta. Da questo punto in poi i transiti, due per gruppo, sono stati separati dai restanti dosimetri destinati all'esposizione. L'ingresso in grotta e il posizionamento sugli scaffali dei dosimetri è avvenuto in meno di dieci minuti (Figura 4.3); si è operato in modo da ottenere una buona sincronizzazione con i monitori in continuo, che registravano le medie orarie della concentrazione di radon. Le esposizioni sono avvenute una in successione all'altra: prima quella a valori alti e poi quella a valori bassi. Durante le esposizioni le concentrazioni sono state monitorate interrogando periodicamente i monitori di riferimento. Al termine di ogni esposizione i dosimetri, riuniti ad Ivrea coi transiti, sono stati mantenuti stoccati in esterno all'aria aperta per diversi giorni prima di essere poi richiusi nelle buste radon impermeabili. Il crono programma delle esposizioni è mostrato nelle tabelle 4.1 e 4.2.

Tabella 4.1 Cronologia esposizione gruppo 1 (esposizione bassa)

Inizio 1° periodo di stoccaggio al ricevimento dei dosimetri	Fine 1° periodo di stoccaggio	Inizio esposizione	Termine esposizione inizio esposizione outdoor	Esposizione outdoor e inizio 2° periodo di stoccaggio	Fine 2° periodo di stoccaggio pre spedizione
	5/8/2014 16:00	6/8/2014 14:00	8/8/2014 12:00	13/8/2014 11:00	3/9/2014

Tabella 4.2 Cronologia esposizione gruppo 2 (esposizione alta)

Inizio 1° periodo di stoccaggio al ricevimento dei dosimetri	Fine 1° periodo di stoccaggio	Inizio esposizione	Termine esposizione inizio esposizione outdoor	Esposizione outdoor e inizio 2° periodo di stoccaggio	Fine 2° periodo di stoccaggio pre spedizione
	9/7/2014 8:00	9/7/2014 15:00	25/7/2014 13:00	5/8/2014 9:00	3/9/2014

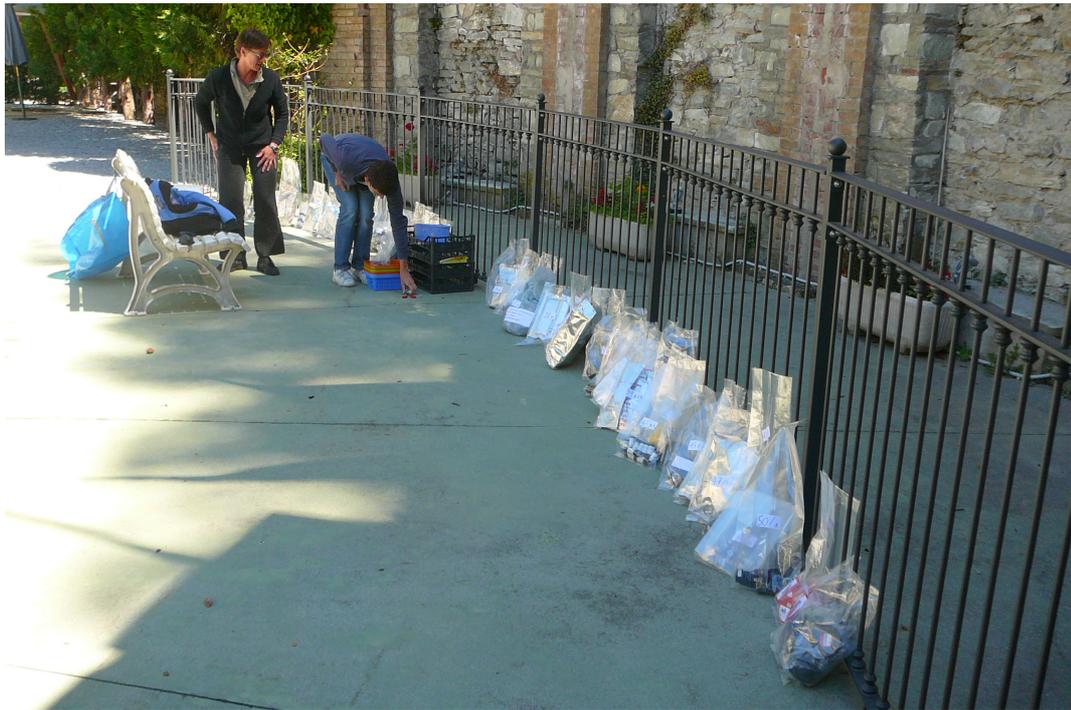


Figura 4.1. Apertura delle buste contenenti i gruppi da esporre.



Figura 4.2. Preparazione dei set prima dell'ingresso rapido in grotta.



Figura. 4.3. Esposizione dei dosimetri.

Per attribuire ad ogni singolo set di dosimetri un valore di esposizione di riferimento si è tenuto conto dei soli monitori tarati presso INMRI, posti in corrispondenza degli scaffali A, D e H (tabella 4.3, 4.4). Partendo dai dati acquisiti da questi monitori, l'INMRI ha determinato i valori di riferimento e l'incertezza associata (4% per l'alta esposizione, 5% per la bassa): negli allegati 1 e 2 sono riportati i relativi certificati.

Tabella 4.3 - Valori di riferimento per l'esposizione bassa

Scaffale	X cm	Valore di riferimento kBqh/m ³	inc (k=1) kBqh/m ³
A	0	616	31
D	173	595	30
H	369,5	613	31

Tabella 4.4 - Valori di riferimento per l'esposizione alta

Scaffale	X cm	Valore di riferimento kBqh/m ³	inc (k=1) kBqh/m ³
A	0	8712	348
D	173	8167	327
H	369,5	6029	241

Per i due livelli di esposizione si hanno due diverse situazioni.

Per la bassa (Figura 4.4) non si è apprezzata nessuna variazione statisticamente significativa lungo tutti e tre gli assi x, y e z; si è perciò considerato un unico valore di

riferimento per tutti i laboratori (Figura 4.5), corrispondente al valore medio 608 ± 74 ($k=2$) kBqhm^{-3} .

Per l'esposizione alta (Figura 4.6), i valori certificati presentano una significativa variazione lungo x. Il valore di riferimento per ogni singolo set è stato quindi ottenuto dall'interpolazione dei tre punti di riferimento, mediante un polinomio di secondo grado (Figura 4.7).

È stato così possibile ricavare i valori di riferimento per tutti i set esposti (tabella 4.5) in corrispondenza della coordinata x in cui erano stati posizionati. In base a questo criterio sono stati identificati diversi livelli di esposizione, variabili da un minimo di 5900 a un massimo di 8714 kBqhm^{-3} .

L'incertezza dei valori di riferimento per i singoli set, per entrambi i gruppi, è ottenuta combinando l'incertezza sui valori di riferimento certificati con l'incertezza derivante dall'interpolazione (stimata diversamente per i due livelli di esposizione) e con una ulteriore componente d'incertezza che tiene conto della differenza temporale di collocamento dei set sugli scaffali (qualche minuto) e della distribuzione spaziale dei dosimetri attorno al punto medio utilizzato per determinare il valore di riferimento (qualche centimetro). L'incertezza finale sui valori di riferimento varia tra il 4.5% e il 5% per l'esposizione alta, mentre per la bassa esposizione è del 6%.

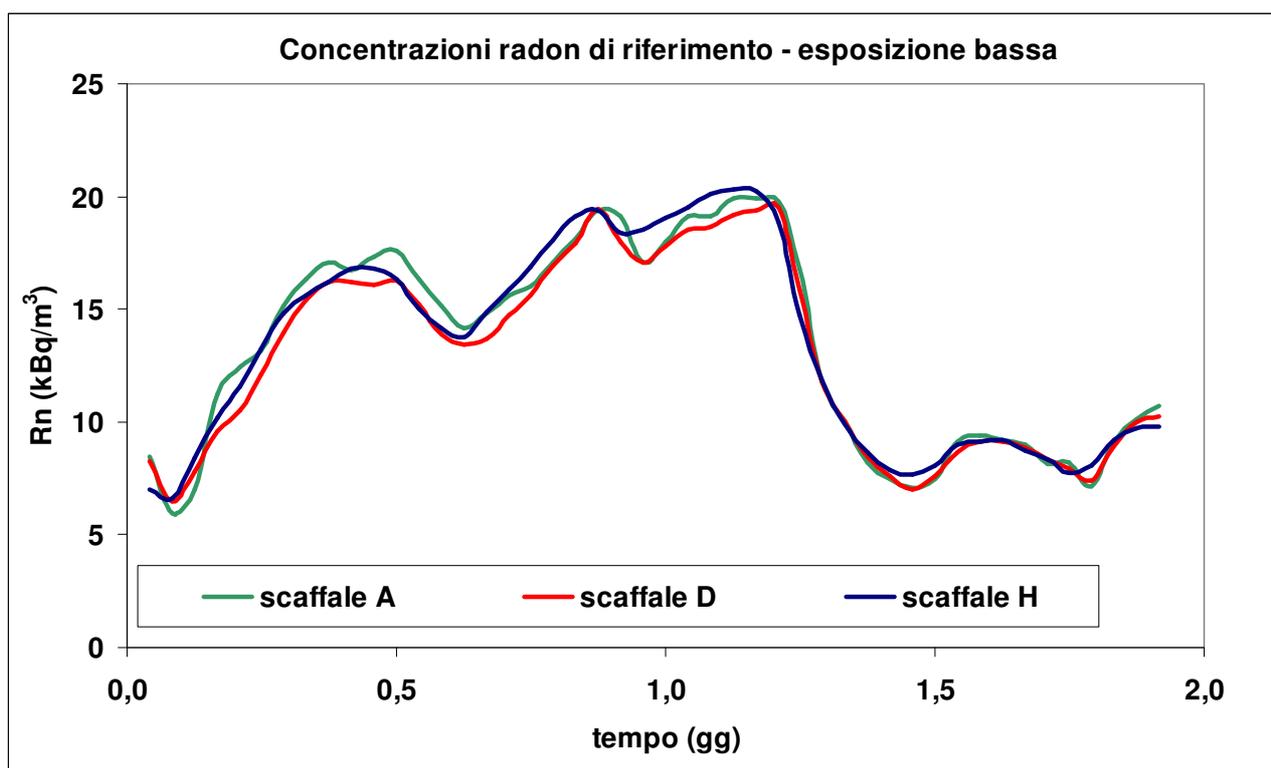


Figura 4.4. Grafico delle misure in continuo (monitori di riferimento) durante l'esposizione bassa.

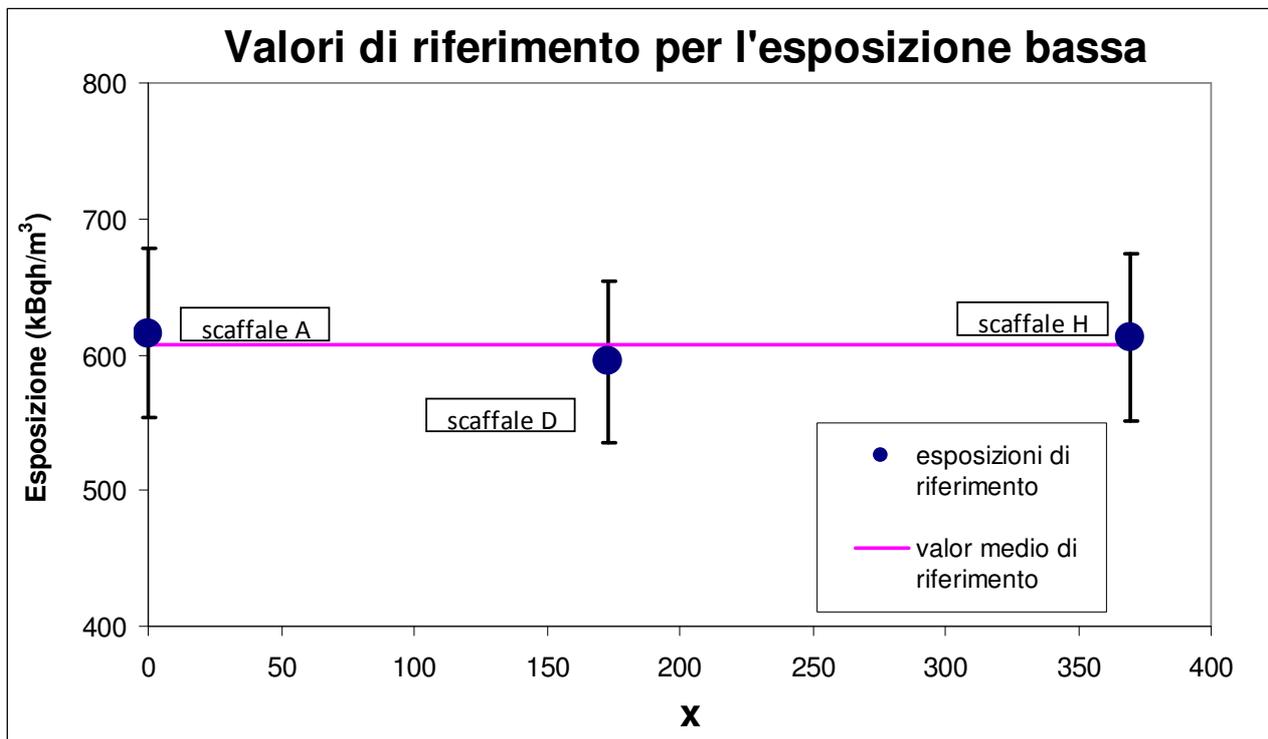


Figura 4.5. Esposizioni di riferimento basse e valore di riferimento medio.

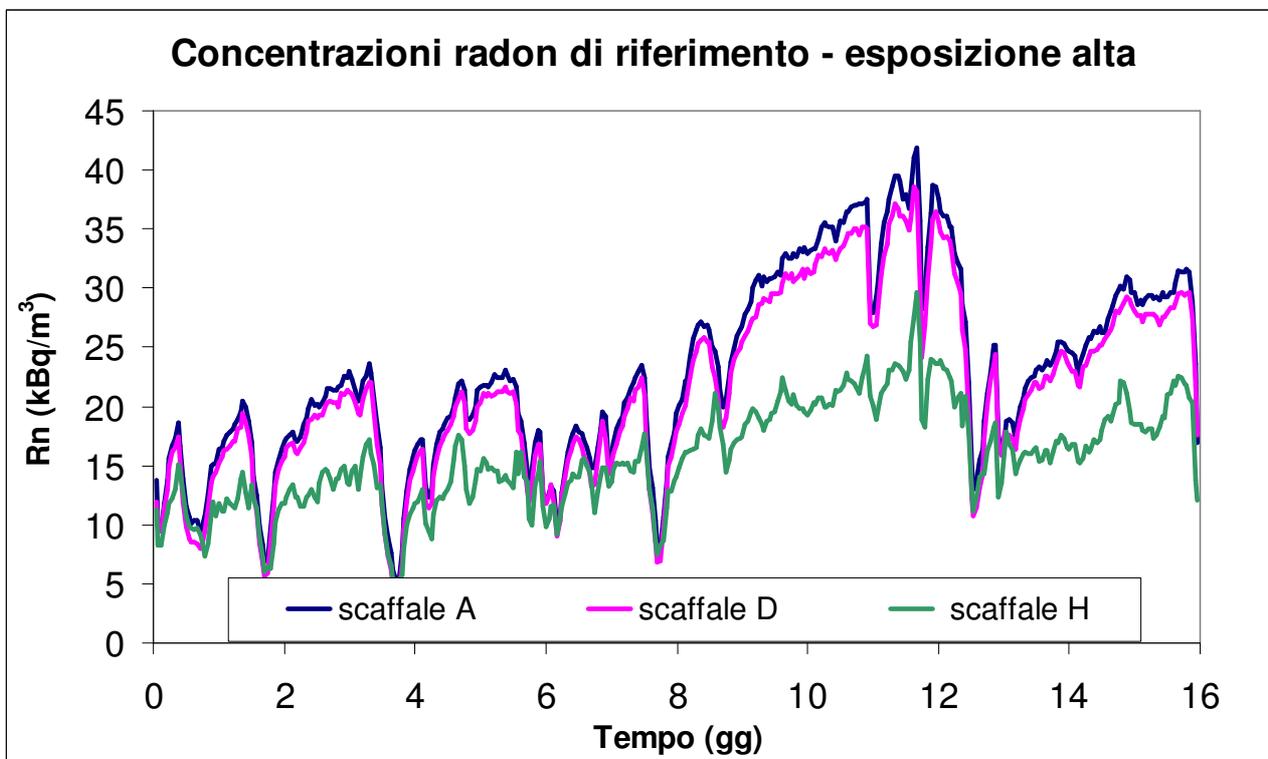


Figura 4.6. Grafico delle misure in continuo (monitori di riferimento) durante l'esposizione alta.

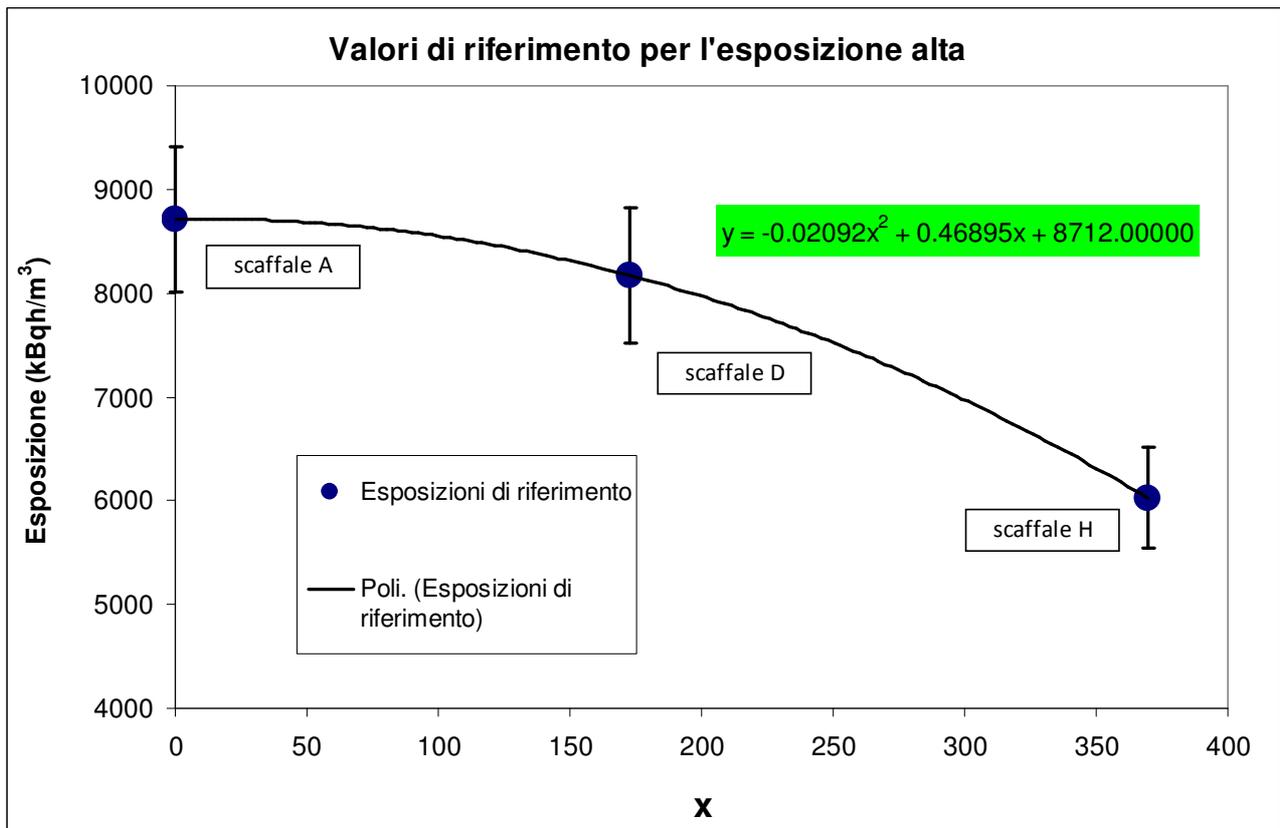


Figura 4.7. - Esposizioni di riferimento alte e interpolazione con polinomio di secondo grado

Tabella 4.5 Esposizioni di riferimento per i vari set durante l'esposizione alta

SET	X cm	Valore di riferimento kBqh/m ³	Inc. (k=2) kBqh/m ³
1	17	8714	788
2	17	8714	788
3	17	8714	788
4	17	8714	788
5	17	8714	788
6	90	8585	832
7	73	8635	833
8	73	8635	833
9	73	8635	833
10	73	8635	833
11	73	8635	833
12	118	8476	807
13	118	8476	807
14	118	8476	807
15	118	8476	807
16	118	8476	807

SET	X cm	Valore di riferimento kBqh/m³	Inc. (k=2) kBqh/m³
17	118	8476	807
18	118	8476	807
19	190	8046	729
20	190	8046	729
21	237	7648	746
22	237	7648	746
23	237	7648	746
24	237	7648	746
25	237	7648	746
26	237	7648	746
27	237	7648	746
28	284	7158	704
29	284	7158	704
30	284	7158	704
31	284	7158	704
32	266	7357	730
33	284	7158	704
34	334	6535	590
35	334	6535	590
36	334	6535	590
37	334	6535	590
38	334	6535	590
39	334	6535	590
40	334	6535	590
41	334	6535	590
42	334	6535	590
43	334	6535	590
44	334	6535	590
45	334	6535	590
46	378	5900	528
47	378	5900	528
48	378	5900	528
49	378	5900	528
50	361	6155	563

5. Risultati e analisi

5.1 Presentazione dei dati e analisi d'insieme

I laboratori iscritti sono stati 46, di cui 34 italiani e 12 stranieri (tre dalla Spagna, due dalla Francia, uno da Germania, Austria, Albania, Slovenia, Svezia, Turchia e Argentina), per un totale di 50 gruppi di dosimetri inviati: 4 laboratori infatti hanno inviato un doppio gruppo di dispositivi. Su un totale di 46 laboratori partecipanti, 7 risultano accreditati ISO17025. Un elenco dettagliato dei partecipanti è presentato nella Tabella 5.1.

I dispositivi inviati sono stati in prevalenza dosimetri passivi con rivelatore di CR39 (32), a seguire elettretici (12) e solo una minoranza di LR115 (5), in un caso il rivelatore plastico era Makrofol.

Ai laboratori è stato richiesto di esprimere i risultati ottenuti in termini di esposizione al radon (kBqhm^{-3}).

I risultati ricevuti si riferiscono a 48 dei 50 set di dispositivi esposti nella Grotta di Lurisia, pari quindi al 96% del campione. Si fa presente che il laboratorio ID10 ha fornito i dati completi solo relativamente alla bassa esposizione (per l'alta esposizione ha indicato che i valori erano $>5000 \text{ kBqhm}^{-3}$) e che il laboratorio ID27 ha dichiarato che i valori erano rispettivamente $>369,6$ e $>4106 \text{ kBqhm}^{-3}$. Non disponendo quindi di tutte le informazioni, questi due laboratori non sono stati considerati in tutte le successive elaborazioni.

In alcuni casi il dato di esposizione al radon è stato fornito già al netto del transito, per cui per alcuni non si dispone del valore di esposizione relativo ai dosimetri utilizzati come transiti.

Su ciascun set di dati (bassa esposizione e alta esposizione) di ogni partecipante, è stata calcolata la media aritmetica dei valori dei due transiti e tale valore è stato sottratto dal valore fornito per ciascun dispositivo, a meno di diverse indicazioni esplicitamente fornite. Con un indice "i" si identificano, d'ora in poi, le due esposizioni: $i=1$ bassa, $i=2$ alta.

Sui "valori netti" ottenuti, sono state calcolate sia la media aritmetica, sia la mediana: nella maggior parte dei casi i due valori sono molto vicini; si può pertanto presupporre in generale una distribuzione simmetrica dei valori di ciascun set e approfondire l'analisi utilizzando come riferimento il valore della media aritmetica.

Relativamente all'esposizione ai valori bassi di concentrazione di radon, le prestazioni dei vari laboratori partecipanti sono sinteticamente riportate nel grafico in Figura 5.1 ove, per ciascun laboratorio, sono indicati il valore delle media aritmetica e la deviazione standard. La linea in grassetto indica il valore di riferimento dell'esposizione E_{Ri} (pari a 608 kBqhm^{-3}), mentre in grigio la relativa incertezza di misura. Il grafico mette in evidenza il fatto che la maggior parte dei laboratori ha fornito risultati in buon accordo con il valore di riferimento. In generale possiamo osservare che laddove il valore medio è fuori dell'intervallo, solitamente si è trattato di una sottostima del valore di riferimento.

Analogamente, la Figura 5.2 rappresenta una sintesi delle prestazioni ottenute dai diversi partecipanti nell'esperimento di esposizione più elevata. Le modalità sono le stesse, tuttavia per il valore di riferimento E_{Ri} , come già detto nel paragrafo precedente, non abbiamo in questo caso un solo valore, ma diversi all'interno del range $5900 - 8714 \text{ kBqhm}^{-3}$.

Le Tabelle 5.2 e 5.3 riportano una sintesi dei risultati forniti dai partecipanti nelle due esposizioni: in particolare, oltre al valore di riferimento E_{Ri} , per ciascun laboratorio è stata

riportata la media aritmetica netta E_i (dopo la sottrazione del contributo dei transiti), la deviazione standard tra i valori S_{E_i} , l'incertezza standard composta SL (associato alla serie delle n letture strumentali e relativo ad un numero di gradi di libertà pari a $n - 1$) e altri 5 parametri statistici così definiti:

il rapporto REF tra E_i e il valore di riferimento E_{Ri} :

$$REF = \frac{E_i}{E_{Ri}}$$

la giustezza:

$$giustezza = \frac{E_i - E_{Ri}}{E_{Ri}}$$

la precisione:

$$precisione = \frac{S_{Ei}}{E_i}$$

l'indice di compatibilità E_n :

$$E_n = \frac{E_i - E_{Ri}}{\sqrt{U(E_i)^2 + U(E_{Ri})^2}}$$

l'indice z-score:

$$z_i = (E_i - E_{Ri}) / \sigma_{Ri}$$

La quantità σ_{Ri} che compare nella definizione dello z-score è la deviazione standard definita come obiettivo dell'interconfronto. Nel nostro caso si è scelto per σ_{Ri} un valore pari al 20% del valore di riferimento.

I valori di z-score per le basse e alte esposizioni, presentati nelle Tabelle 5.2 e 5.3, sono stati riportati in valore assoluto nelle Figure 5.3 e 5.4, in modo da avere una visione d'insieme dell'andamento dei diversi laboratori per ciascuna esposizione. In accordo con le indicazioni della ISO/IEC 17043:2010 [4] e della ISO 13528:2005 [5] sono stati evidenziati i laboratori con uno z-score > 2 (in valore assoluto), cioè con dati considerati non completamente accettabili. In particolare un valore di z-score compreso fra 2 e 3 indica che potrebbe esserci qualche problema nella misura, mentre se tale valore supera 3 la misura non può essere considerata attendibile. La maggioranza dei laboratori (87%) hanno evidenziato uno z-score < 2 .

Tabella 5.1 Elenco dei laboratori partecipanti

Laboratorio	Persona di riferimento	Paese	Dispositivo	Rivelatore
AGES Austrian Agency for Health and Food Safety	Wurm Gernot	Austria	RSKS	CR39
Algade - Francia	Pierre Filleul	Francia	DPR2	LR115
Appa TN - Settore Laboratorio (SL)	Mauro Bonomi, Stefano Pegoretti	Italia	E-PERM	Elettrete
Arpa FVG Udine	Silvia Pividore	Italia	RSK	CR39
Arpa Lazio - Servizio Agenti Fisici, sezione provinciale di Roma	Tommaso Aureli	Italia	RSKS	CR39
Arpa Lombardia - CRR Milano	Daniela Lunesu	Italia	TASL	CR39-Intercast
ARPA Lombardia- Centro Regionale di Radioprotezione - sede di Bergamo	Silvia Arrigoni	Italia	RSKS	CR39
Arpa Sicilia Struttura Territoriale di Palermo	Antonio Sansone Santamaria	Italia	Radout	CR39
ARPA Umbria	Paola Sabatini	Italia	E-PERM	Elettrete
ARPA Valle di Aosta	Massimo Faure Ragani	Italia	ENEADISP	LR115
ARPAM - Dipartimento Provinciale di Ancona	Corrado Pantalone	Italia	E-PERM	Elettrete
Autoridad Regulatoria Nuclear of Argentina	Juan Pablo Bonetto	Argentina	KFK	CR39
CISAM	Raffaele Zagarella	Italia	RSKS	CR39
CRR Arpa Molise	Claudio Cristofaro	Italia	E-PERM	Elettrete
Dipartimento di Fisica - Università di Napoli Federico II - Lab Radioattività	Vincenzo Roca	Italia	Modello Anpa	LR115
Dipartimento di Fisica - Università di Napoli Federico II - Lab Radioattività	Vincenzo Roca	Italia	E-PERM	Elettrete
Dosirad	F Sarradino, F. Boudet, N Tharaud	Francia	DRF	LR115
ENEA IRP-DOS Bologna	Silvia Penzo	Italia	Enea -IRP	CR39
European Commission - Joint Research Centre Ispra Site Management - Nuclear Decommissioning Unit - Dosimetry Service	Andrea Ravazzani, Giacomo Maretti	Italia	Radout	CR39 Intercast
FGM Ambiente sas	Luisa Salvatori	Italia	RSKS	CR39
I.N.F.N - Sezione di Torino	Michela Chiosso	Italia		CR39
INAIL - Consulenza Tecnica Accertamento Rischi e Prevenzione - Laboratorio di Igiene Industriale	Piero La Pegna	Italia	E-PERM	Elettrete
INFN - Laboratori Nazionali del Sud CATANIA	Stefano Romano	Italia	E-PERM	Elettrete
INFN Sez. Milano - Laboratorio LASA	Flavia Groppi	Italia		CR39

Laboratorio	Persona di riferimento	Paese	Dispositivo	Rivelatore
Institute of Applied Nuclear Physics, University of Tirana	Kozeta Tushe	Albania	NRPB/SSI	CR39
Istituto Nazionale di Fisica Nucleare - Dipartimento di Fisica Università di Catania	Immé Josette	Italia	Radout	CR39
Istituto Superiore di Sanità	Marco Ampollini	Italia		CR39 Intercast
Lab. Chimico - radiochimico- ambientale Sogin	Pisciotta F., Casapulla K., Raulo Q.	Italia	RSKS	CR39
Lab. Fisico E. Majorana Arpacal Catanzaro	Procopio Salvatore	Italia	E-PERM	Elettrete
Lab. RI-RN DiMEILA- INAIL	Rosabianca Trevisi	Italia	NRPB/SSI	CR39
Laboratorio de radon de galicia -Universidad de Santiago de Compostela	Juan Miguel Barros - Dios	Spagna	RSKS	CR39
Laboratorio di Radioattività Ambientale (CIRCE), Dip. di Matematica e Fisica, Seconda Univ. degli studi di Napoli	Carlo Sabbarese	Italia	ANPA	CR39/LR115
Laboratorio Radiactividad Ambiental Universidad Politecnica de Valencia	Josefina Ortiz Moragon	Spagna	E-PERM	Elettrete
Landauer Nordic AB	Tryggue Ronnquist	Svezia	NRPB/SSI	CR39
LaRUC	Jose Luis Gultierrez Villanueva	Spagna		CR39
Lavoro e Ambiente srl	Giacomo Zambelli	Italia	RSKS	CR39
MCF Ambiente Srl	Silvia Gerardi	Italia	RSK	CR39
Mi.am srl	Antonio Parravicini	Italia	Radout	CR39
RADCHEM SRL	Aldo Cianchi	Italia	E-PERM	Elettrete
Radon Laboratory, Karlsruhe Institute of Technology	Ingo Fesenbeck	Germania	KIT	Makrofol
Saraykoy Nuclear Research Center - Health Pysics Department, Radon Monitoring Lab.	Sefa Kemal Uzun, Isik Demiroz	Turchia	Radosys	CR39
Servizio di Radioprotezione dell'Università di Cagliari	Paolo Randaccio, Alessandra Bernardini	Italia		CR39
Universita' degli Studi di Torino - Servizio Centralizzato di Esperto Qualificato	Lorenzo Visca	Italia	E-PERM	Elettrete
U-Series Srl	Massimo Esposito	Italia	Radosure	CR39
X-Gammaguard di Laura Pini	Gianluca Troiano	Italia	RADOUT	CR39
X-Gammaguard di Laura Pini	Gianluca Troiano	Italia	E-PERM	Elettrete
ZVD Zavod za varstvo pri delu d.d. Institute of Occupational Safety	Peter Jovanovič	Slovenia	GAMMADATA	CR39

Tabella 5.2 Risultati dei partecipanti - bassa esposizione

Codice Laboratorio	E _{RI}	E _i	S _{Ei}	SL%	REF	Giustezza%	Precisione%	En	z- score
1	608	643	28	7.8%	1.06	5.8%	4.7%	0.28	0.29
2	608	514	23	5.6%	0.84	-15.5%	3.8%	-1.01	-0.78
3	608	682	34	5.3%	1.12	12.1%	5.7%	0.71	0.61
4	608	1352	1452	36.5%	2.22	122.4%	238.8%	0.75	6.12
5	608	621	37	7.3%	1.02	2.1%	6.1%	0.11	0.10
6	608	478	114	9.3%	0.79	-21.5%	18.7%	-1.13	-1.07
7	608	652	29	6.8%	1.07	7.2%	4.7%	0.38	0.36
8	608	560	19	5.8%	0.92	-7.9%	3.2%	-0.49	-0.40
9	608	599	22	4.7%	0.99	-1.4%	3.6%	-0.09	-0.07
10	608	651	47	15.2%	1.07	7.0%	7.7%	0.20	0.35
11	608	698	21	1.3%	1.15	14.8%	3.4%	1.19	0.74
12	608	616	33	5.3%	1.01	1.3%	5.4%	0.08	0.06
13	608	181	130	25.4%	0.30	-70.3%	21.4%	-3.62	-3.51
14	608	462	30	9.0%	0.76	-24.0%	5.0%	-1.31	-1.20
15	608	463	28	9.0%	0.76	-23.9%	4.7%	-1.30	-1.19
16	608	548	23	3.8%	0.90	-9.9%	3.9%	-0.71	-0.50
17	608	299	106	19.7%	0.49	-50.8%	17.4%	-2.22	-2.54
18	608	372	51	20.0%	0.61	-38.8%	8.5%	-1.42	-1.94
19	608	581	26	5.4%	0.95	-4.5%	4.3%	-0.28	-0.23
20	608	545	111	19.6%	0.90	-10.4%	18.2%	-0.28	-0.52
21	608	617	29	3.7%	1.01	1.4%	4.7%	0.10	0.07
22	608	81	206	85.6%	0.13	-86.6%	33.9%	-3.34	-4.33
23	608	451	42	23.1%	0.74	-25.8%	6.9%	-0.71	-1.29
24	608	423	53	11.9%	0.70	-30.5%	8.8%	-1.48	-1.52
25	608	503	29	7.4%	0.83	-17.2%	4.7%	-1.00	-0.86
26	608	611	25	5.3%	1.01	0.5%	4.1%	0.03	0.03
27	608	>365.7	-	-	-	-	-	-	-
28	608	653	23	16.0%	1.07	7.4%	3.8%	0.20	0.37
29	608	674	69	3.5%	1.11	10.9%	11.4%	0.75	0.54

Codice Laboratorio	E _{RI}	E _I	S _{EI}	SL%	REF	Giustizia%	Precisione%	En	z- score
30	608	551	57	10.9%	0.91	-9.3%	9.4%	-0.40	-0.47
31	608	242	538	75.1%	0.40	-60.2%	88.6%	-0.99	-3.01
32	608	558	55	20.3%	0.92	-8.2%	9.0%	-0.21	-0.41
33	608	843	51	15.1%	1.39	38.6%	8.3%	0.88	1.93
34	608	675	40	15.6%	1.11	11.0%	6.6%	0.30	0.55
35	608	125	62	23.3%	0.20	-79.5%	10.1%	-5.14	-3.98
36	608	552	16	6.2%	0.91	-9.2%	2.7%	-0.55	-0.46
37	608	507	68	5.1%	0.83	-16.6%	11.1%	-1.11	-0.83
38	608	702	166	13.5%	1.15	15.4%	27.3%	0.46	0.77
39	608	584	26	6.8%	0.96	-4.0%	4.2%	-0.22	-0.20
40	608	619	40	12.0%	1.02	1.7%	6.5%	0.06	0.09
41	608	371	17	1.5%	0.61	-39.0%	2.8%	-3.17	-1.95
42	608	554	65	9.7%	0.91	-8.9%	10.7%	-0.42	-0.45
43	608	685	55	4.4%	1.13	12.7%	9.1%	0.81	0.64
44	608	636	467	24.5%	1.05	4.6%	76.8%	0.09	0.23
45	608	576	27	12.7%	0.95	-5.2%	4.4%	-0.19	-0.26
46	608	Dati non pervenuti							
47	608	Dati non pervenuti							
48	608	533	76	7.1%	0.88	-12.3%	12.5%	-0.70	-0.61
49	608	522	27	29.3%	0.86	-14.2%	4.5%	-0.27	-0.71
50	608	554	31	10.3%	0.91	-8.9%	5.2%	-0.40	-0.45

Tabella 5.3 Risultati dei partecipanti - alta esposizione

Codice laboratorio	E _{Ri}	E _i	S _{Ei}	SL%	REF	Giustizia%	Precisione%	En	z- score
1	8714	8377	197	6.1%	0.96	-3.9%	2.3%	-0.26	-0.19
2	8714	7596	101	1.4%	0.87	-12.8%	1.2%	-1.37	-0.64
3	8714	7963	134	5.0%	0.91	-8.6%	1.5%	-0.67	-0.43
4	8714	9921	1729	7.7%	1.14	13.8%	19.8%	0.70	0.69
5	8714	7002	184	7.1%	0.80	-19.6%	2.1%	-1.35	-0.98
6	8585	8161	372	5.3%	0.95	-4.9%	4.3%	-0.35	-0.25
7	8635	7785	242	5.5%	0.90	-9.8%	2.8%	-0.71	-0.49
8	8635	8535	144	4.5%	0.99	-1.2%	1.7%	-0.09	-0.06
9	8635	7362	98	2.8%	0.85	-14.7%	1.1%	-1.37	-0.74
10	8635	> 5000	-	-	-	-	-	-	-
11	8635	5624	60	0.6%	0.65	-34.9%	0.7%	-3.60	-1.74
12	8476	8432	584	5.5%	0.99	-0.5%	6.7%	-0.04	-0.03
13	8476	8079	399	5.4%	0.95	-4.7%	4.6%	-0.33	-0.23
14	8476	7343	122	7.6%	0.87	-13.4%	1.4%	-0.82	-0.67
15	8476	7337	174	7.8%	0.87	-13.4%	2.0%	-0.82	-0.67
16	8476	7623	273	2.5%	0.90	-10.1%	3.1%	-0.96	-0.50
17	8476	6317	1242	9.8%	0.75	-25.5%	14.3%	-1.46	-1.27
18	8476	5419	1442	15.4%	0.64	-36.1%	16.6%	-1.65	-1.80
19	8046	7625	172	1.8%	0.95	-5.2%	2.0%	-0.54	-0.26
20	8046	7832	1017	12.7%	0.97	-2.7%	11.7%	-0.10	-0.13
21	7648	9186	237	3.2%	1.20	20.1%	2.7%	1.62	1.01
22	7648	119	255	71.8%	0.02	-98.4%	2.9%	-9.84	-4.92
23	7648	4567	300	14.8%	0.60	-40.3%	3.4%	-1.99	-2.01
24	7648	7200	312	10.7%	0.94	-5.9%	3.6%	-0.26	-0.29
25	7648	6693	149	4.5%	0.88	-12.5%	1.7%	-1.00	-0.62
26	7648	7022	241	5.8%	0.92	-8.2%	2.8%	-0.57	-0.41

Codice laboratorio	E _{Ri}	E _i	S _{Ei}	SL%	REF	Giustezza%	Precisione%	En	z- score
27	7648	> 4106	-	-	-	-	-		-
28	7158	7230	164	6.1%	1.01	1.0%	1.9%	0.06	0.05
29	7158	5490	42	0.4%	0.77	-23.3%	0.5%	-2.36	-1.17
30	7158	6997	355	10.4%	0.98	-2.3%	-4.1%	-0.10	-0.11
31	7158	8596	2724	16.2%	1.20	20.1%	31.3%	0.50	1.00
32	7357	5630	413	20.1%	0.77	-23.5%	4.7%	-0.72	-1.17
33	7158	10266	502	11.4%	1.43	43.4%	5.8%	1.27	2.17
34	6535	8259	294	10.6%	1.26	26.4%	3.4%	0.94	1.32
35	6535	1351	298	12.4%	0.21	-79.3%	3.4%	-7.65	-3.97
36	6535	6264	137	9.0%	0.96	-4.1%	1.6%	-0.21	-0.21
37	6535	5602	422	2.9%	0.86	-14.3%	4.8%	-1.39	-0.71
38	6535	6347	345	5.7%	0.97	-2.9%	4.0%	-0.20	-0.14
39	6535	4939	162	7.4%	0.76	-24.4%	1.9%	-1.70	-1.22
40	6535	5541	251	15.1%	0.85	-15.2%	2.9%	-0.56	-0.76
41	6535	3291	230	2.3%	0.50	-49.6%	2.6%	-5.32	-2.48
42	6535	6207	228	8.2%	0.95	-5.0%	2.6%	-0.28	-0.25
43	6535	5525	88	3.4%	0.85	-15.4%	1.0%	-1.44	-0.77
44	6535	5199	243	1.6%	0.80	-20.4%	2.8%	-2.18	-1.02
45	6535	5319	167	18.0%	0.81	-18.6%	1.9%	-0.61	-0.93
46	5900	Dati non pervenuti							
47	5900	Dati non pervenuti							
48	5900	6545	442	5.6%	1.11	10.9%	5.1%	0.71	0.55
49	5900	7265	139	14.5%	1.23	23.1%	1.6%	0.63	1.16
50	6155	5640	341	9.4%	0.92	-8.4%	3.9%	-0.43	-0.42

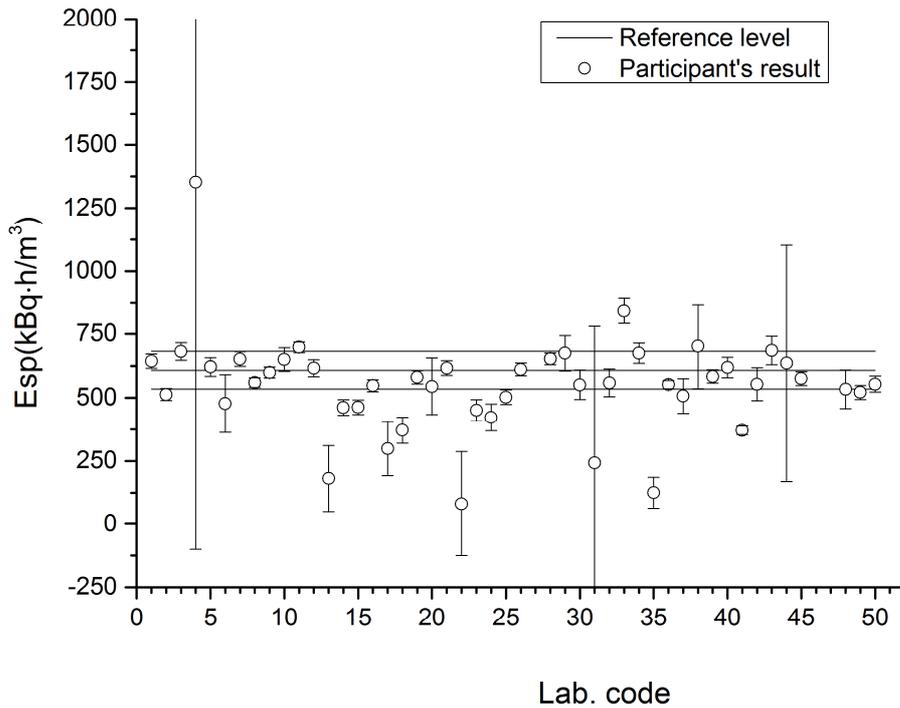


Figura 5.1. *Bassa esposizione:* sintesi dei risultati dei laboratori partecipanti, rispetto al valore di riferimento con la relativa incertezza di misura ($k=1$, linee grigie). Per ciascun laboratorio sono state riportate la media aritmetica e la deviazione standard tra i vari valori dei dosimetri.

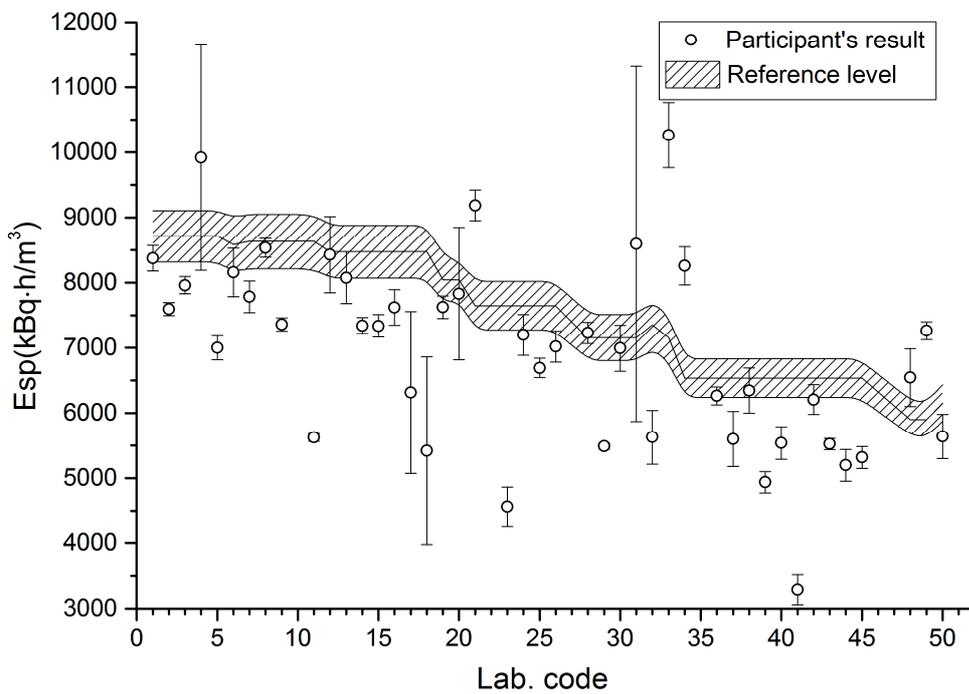


Figura 5.2. *Alta esposizione:* sintesi dei risultati dei laboratori partecipanti, rispetto ai valori di riferimento con le relative incertezze di misura ($k=1$ linee grigie). Per ciascun laboratorio sono state riportate la media aritmetica e la deviazione standard tra i vari valori dei dosimetri.

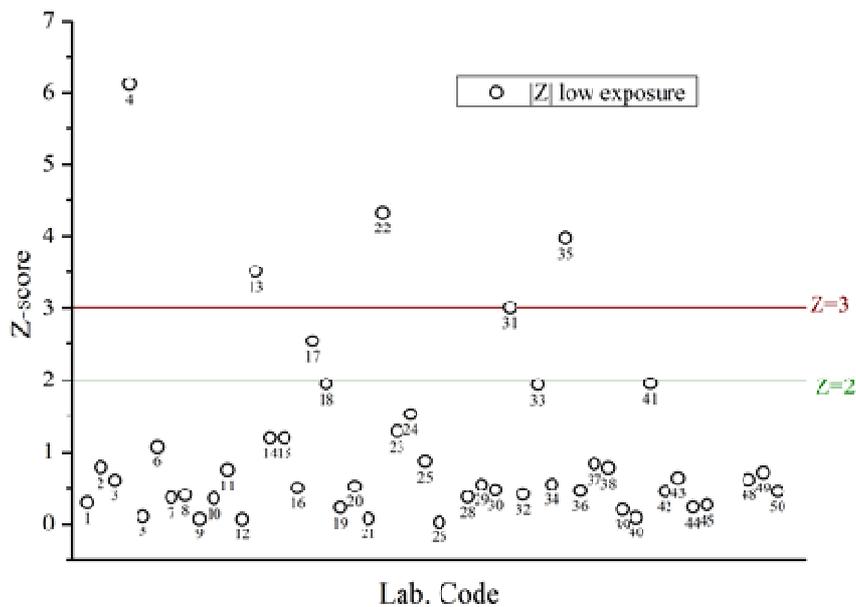


Figura 5.3. z-score per i laboratori partecipati relativo alle basse esposizioni in valore assoluto (absZ). Sono evidenziati i livelli di z-score 2 e 3: in base alle norme ISO sono considerati accettabili i valori < 2. Un valore compreso tra 2 e 3 indica un livello di attenzione (warning). Valori superiori a 3 sono considerati anomali e richiedono invece un profondo riesame.

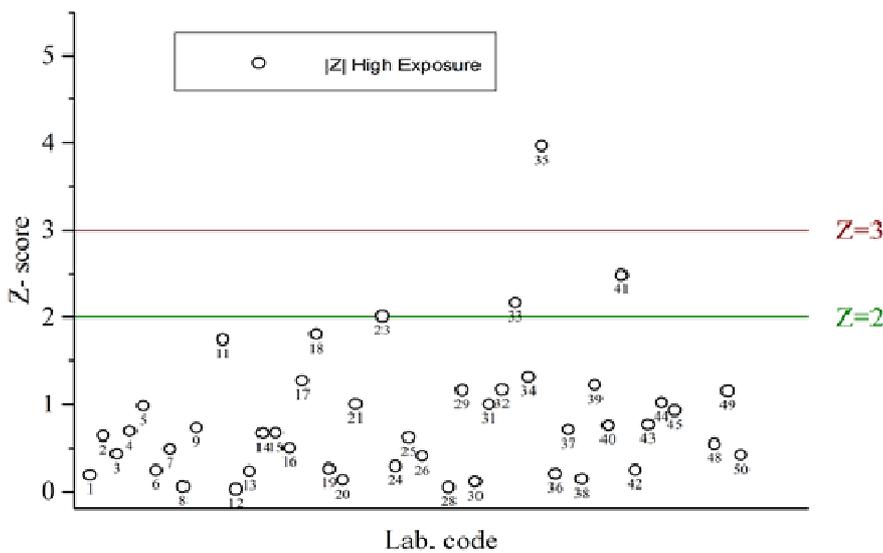


Figura 5.4. z-score per i laboratori partecipati relativo alle alte esposizioni in valore assoluto (absZ).

Per l'indice di compatibilità E_n i valori da considerare accettabili sono quelli, in valore assoluto, < 1. Nelle figure 5.5 e 5.6 sono mostrati i valori di E_n per la bassa e per l'alta esposizione.

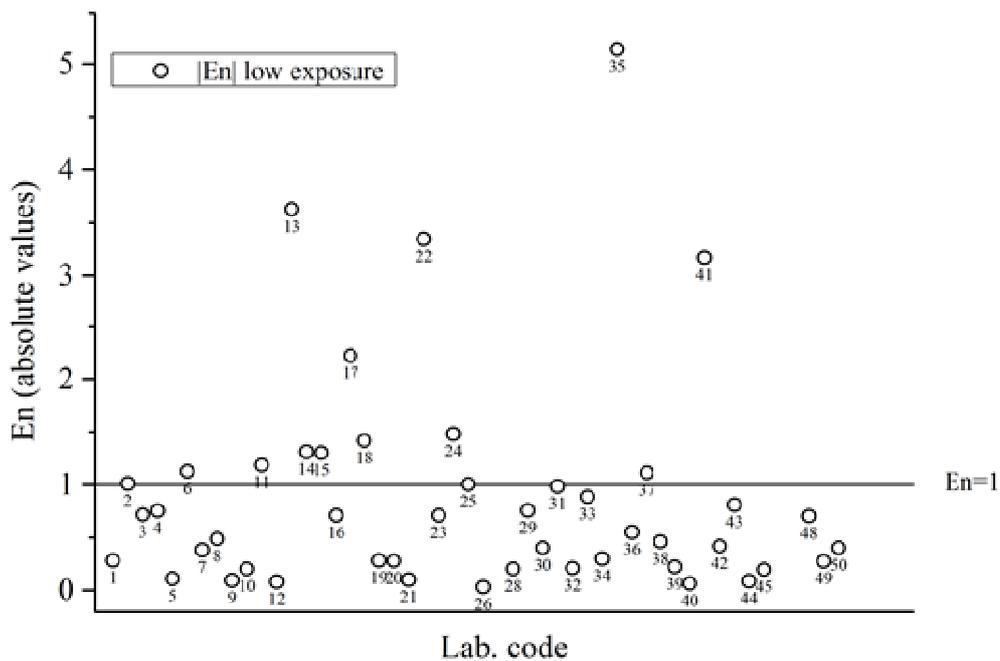


Figura 5.5. Valore assoluto di E_n per basse esposizioni.

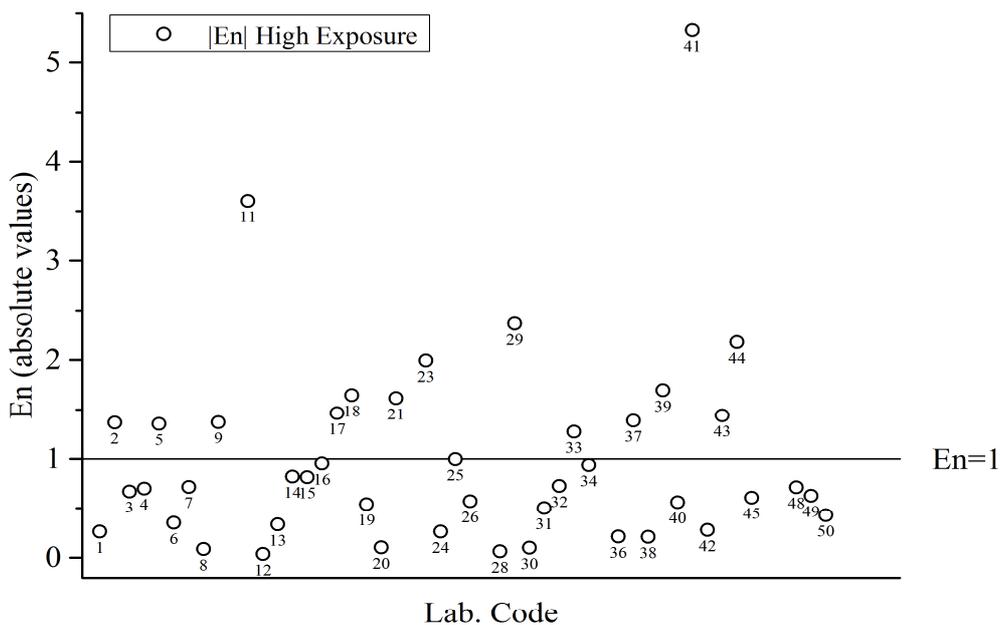


Figura 5.6. Valore assoluto di E_n per alte esposizioni.

Si può osservare che questo criterio appare in qualche modo più severo rispetto allo z-score; sono infatti molto di più i laboratori che forniscono dati non accettabili: il 28% per la bassa e il 30% per l'alta esposizione.

Per valutare la performance dei laboratori tenendo conto contemporaneamente di entrambe le esposizioni si può impiegare il grafico di Youden, riportato in Figura 5.7. Con questa tecnica la performance del laboratorio è misurata dalla distanza da un punto le cui coordinate sono date dai valori medi delle due esposizioni, normalizzate ai

valori di riferimento. La distanza dalla bisettrice quantifica invece la componente relativa agli errori sistematici, fornendo quindi una misura della riproducibilità inter-laboratorio. Dal grafico si può osservare che circa l'80% dei partecipanti si trova nella zona 1, delimitata da una circonferenza che rappresenta un intervallo di confidenza del 95%: in base a questo criterio si può quindi ritenere che le prestazioni di questi laboratori siano accettabili.

I 7 laboratori (15,5% del totale) i cui risultati sono al di fuori della circonferenza ma si trovano in prossimità della bisettrice nei quadranti 2 e 3, pur non presentando risultati molto accurati, dimostrano tuttavia una buona riproducibilità nelle loro misure. Solo 2 laboratori (4,5% del totale), situati nelle zone 4 e 5 del grafico e i cui dati si trovano anche distanti dalla bisettrice, forniscono risultati che non sono né accurati né riproducibili.

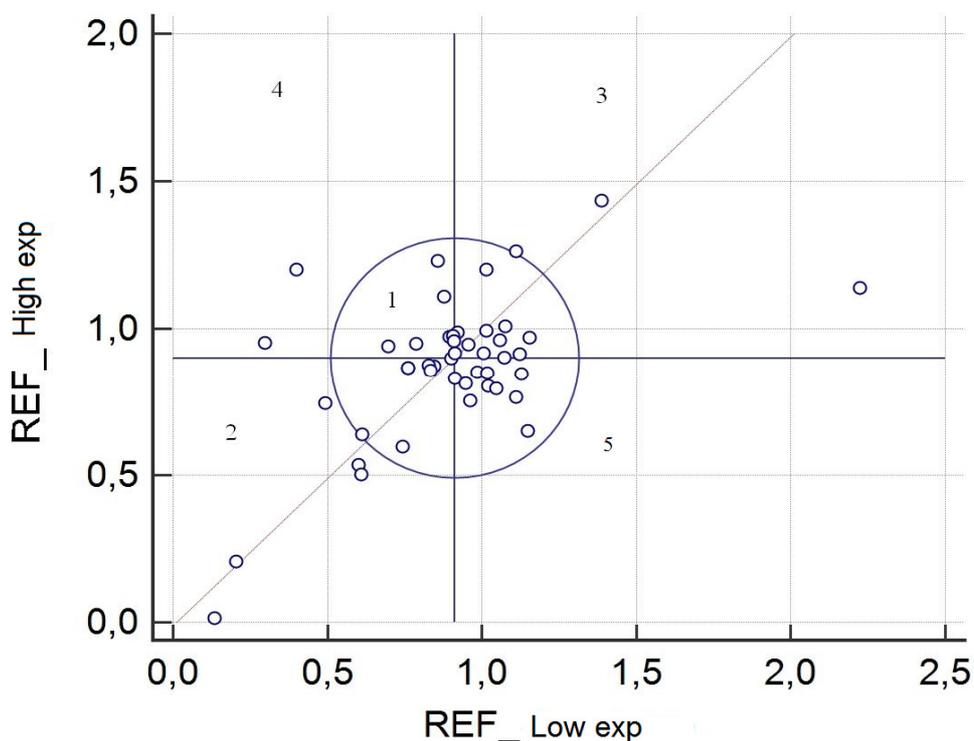


Figura 5.7. Grafico di Youden: i risultati dell'80% dei laboratori stanno all'interno della circonferenza che rappresenta un intervallo di confidenza del 95%.

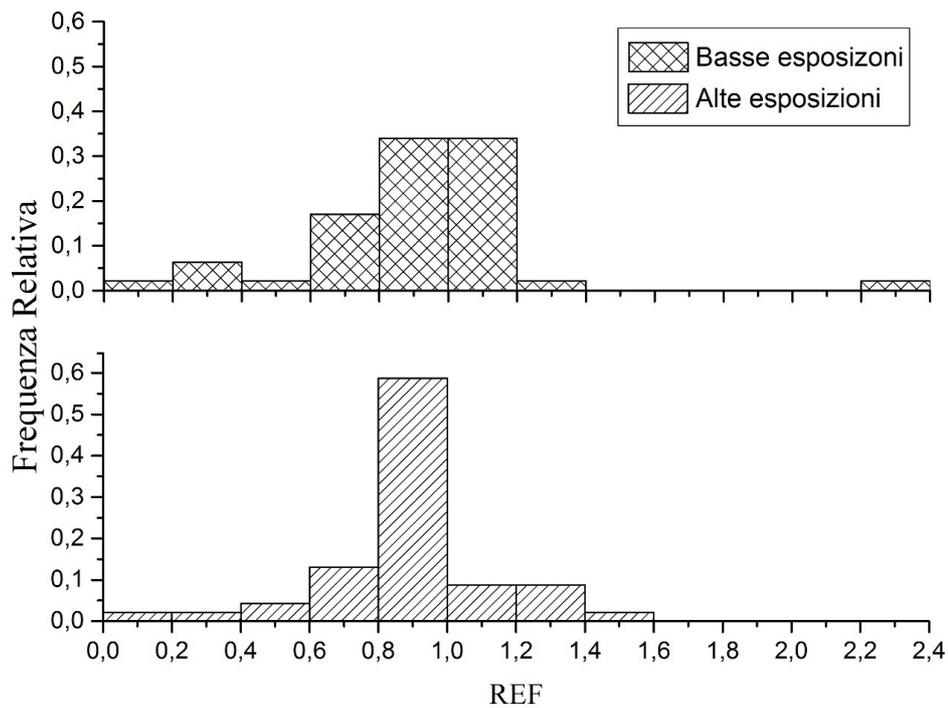


Figura 5.8. Distribuzione dei valori di esposizione al radon normalizzati rispetto al valore di riferimento; in alto è riportata la distribuzione dei valori normalizzati relativi alla bassa esposizione, in basso quella relativa alla alta esposizione.

In Figura 5.8 sono invece mostrate le distribuzioni dei dati normalizzate rispetto al valore di riferimento. Dagli istogrammi si può osservare una certa asimmetria, con una prevalenza dei valori < 1, decisamente più marcata per le alte esposizioni, indicante una tendenza alla sottostima.

La generale prevalenza di una sottostima rispetto ai valori di riferimento può essere messa in evidenza più chiaramente dai grafici di Mandel, riportati nelle seguenti Figure 5.9, e 5.10. L'indice h di Mandel è un indice che permette la valutazione della consistenza tra laboratori. Tale indice si calcola tramite la seguente formula:

$$h_i = \frac{E_i - E_{Ri}}{S}$$

dove S per valori E_i normalmente distribuiti rappresenta la deviazione standard:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (E_i - E_{Ri})^2}{n - 1}}$$

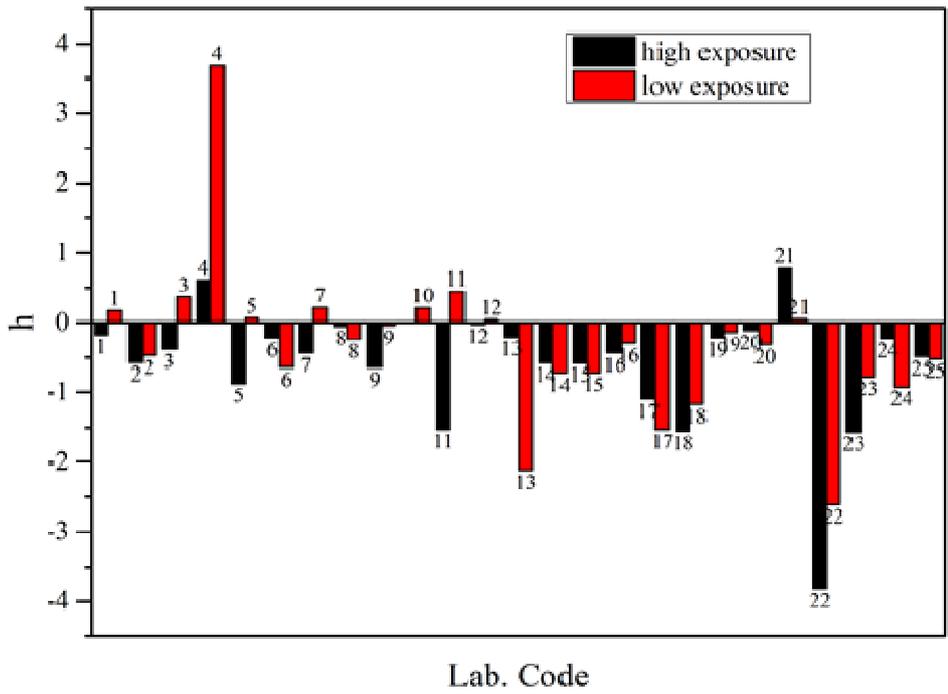


Figura 5.9. Grafico di Mandel per i risultati normalizzati relativi ai set ID 1-25.

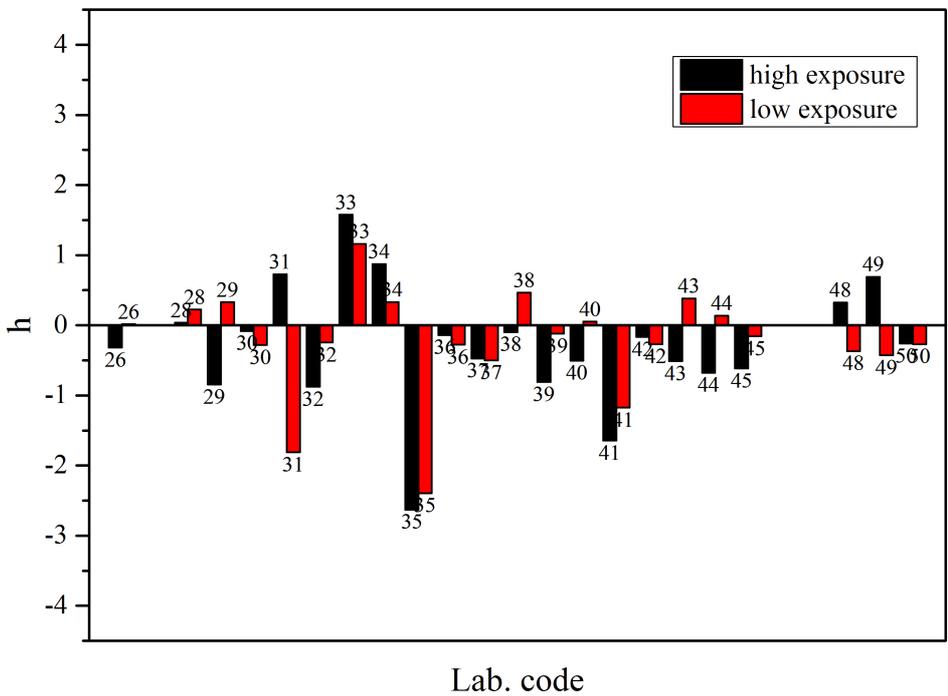


Figura 5.10. Grafico di Mandel per i risultati normalizzati relativi ai set ID 26-50.

5.2 Analisi delle popolazioni

In queste analisi sono stati considerati tutti valori di esposizione netta (cioè al netto dei transiti). Per ciascun set di misure sono stati generati i relativi box plot.

Il box plot è usato per rappresentare graficamente la distribuzione di un campione tramite gli indici di dispersione e di posizione. Il box plot si compone di una “scatola” e dei “baffi”. La “scatola” ha ampiezza pari al range interquartile $IQR = 75^{\circ} \text{perc} (Q3) - 25^{\circ} \text{perc} (Q1)$ e pertanto contiene il 50% dei dati ed è divisa al suo interno dalla mediana (50°perc). I segmenti, “baffi”, sono delimitati dal minimo e dal massimo dei dati (in assenza di valori anomali).

Quindi, Il box plot sintetizza la distribuzione dei dati attraverso alcuni indicatori: di posizione (percentili), di forma (asimmetria), di dispersione (lunghezza del diagramma e della “scatola”) e permette di visualizzare graficamente la presenza di eventuali valori anomali (i valori esterni ai “baffi”).

Nelle Figure 5.11 e 5.12 sono mostrati i box plot per ogni set di valori sia per la bassa che per l’alta esposizione.

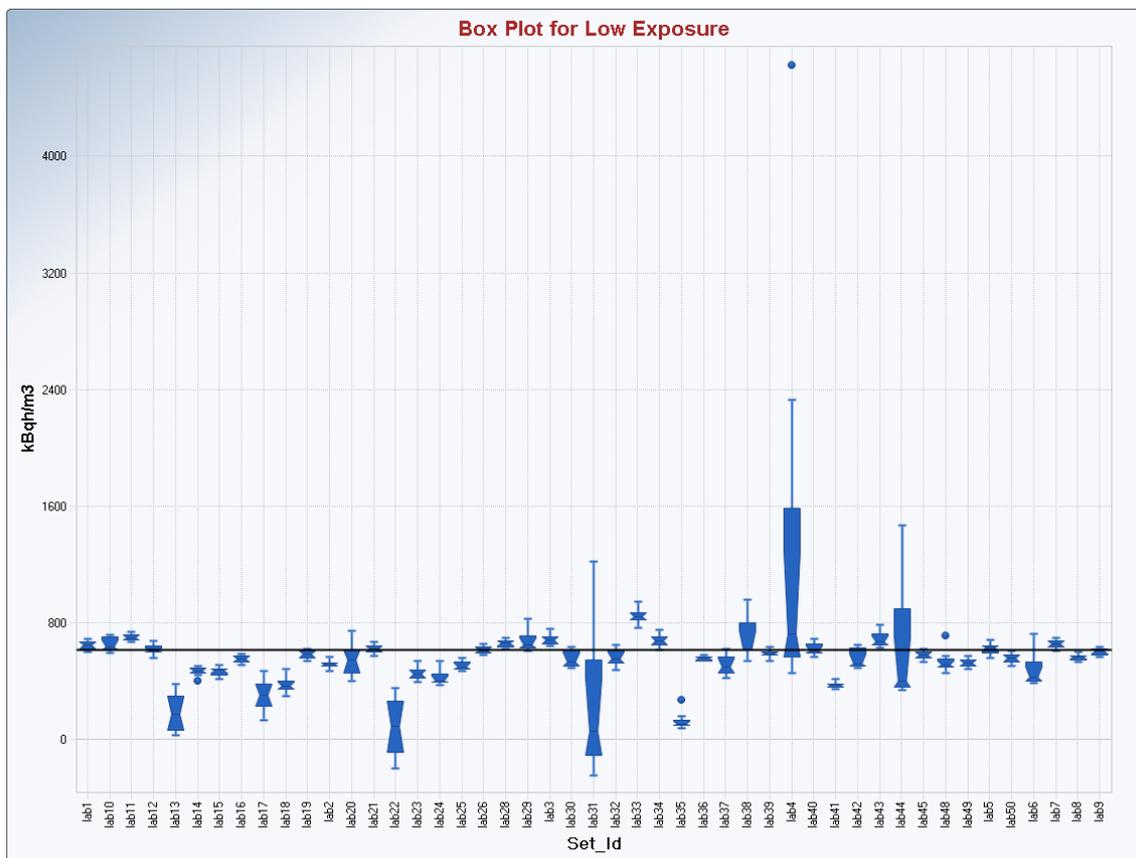


Figura 5.11. Box plot dei dati relativi alla bassa esposizione, con outlier.

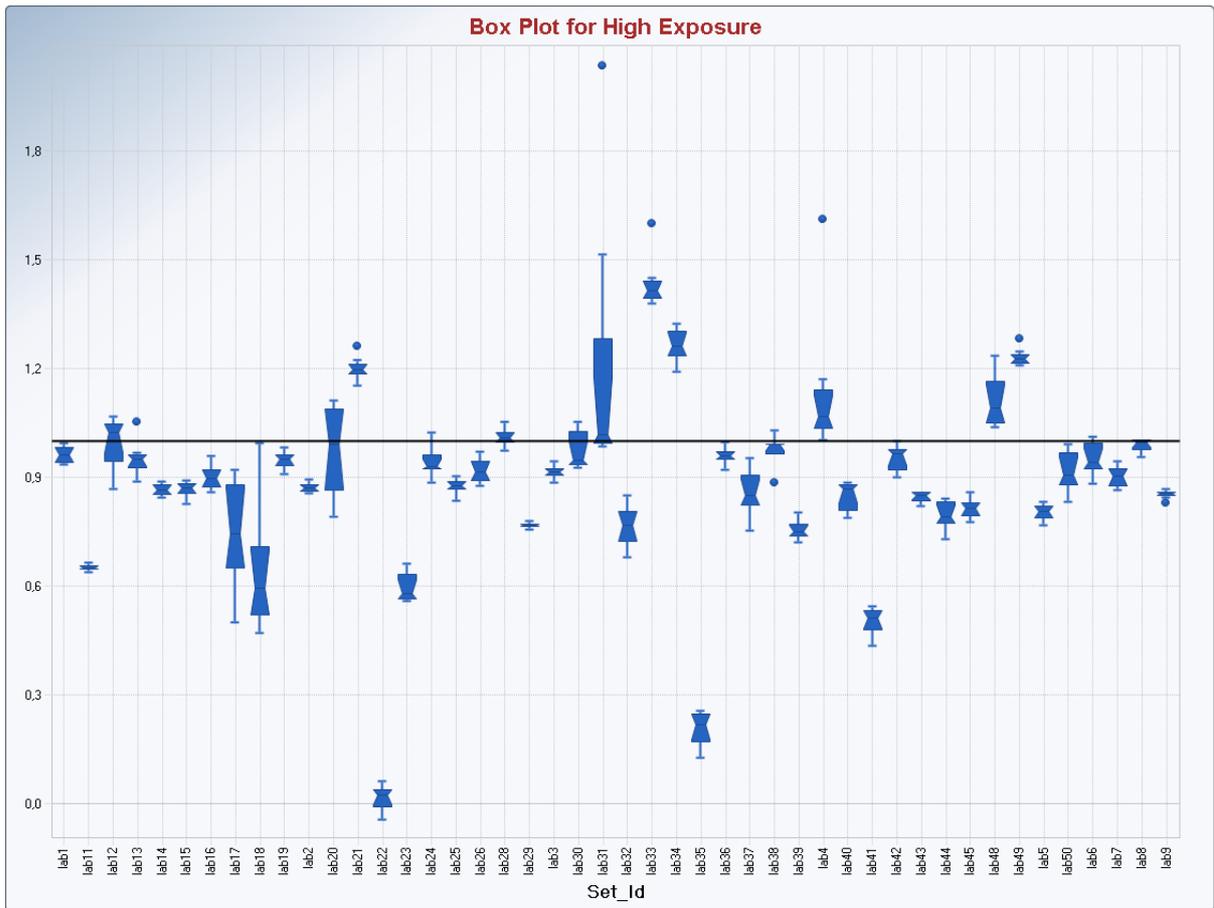


Figura 5.12. Box plot dei dati relativi all'alta esposizione, con outlier. Il valore di riferimento è normalizzato a 1.

I box plot evidenziano in molti casi non solo l'asimmetria che caratterizza alcuni set di dati, ma anche la presenza per alcuni di essi di dati anomali ed eventualmente di outlier. Per la valutazione degli outlier, in ragione del numero esiguo di dati per ogni set, è stato impiegato inizialmente il test di Dixon, che si applica su una serie ordinata di n valori crescenti di x utilizzando la seguente equazione:

$$C_n = \frac{|x_n - x_{n-1}|}{R}$$

in cui R rappresenta l'ampiezza dell'intervallo in cui cadono i valori di x e C_v è un valore critico tabulato per ogni dato livello di significatività α .

Il valore x_n sarà un outlier se, per uno specifico livello di significatività α , risulterà $C_n > C_v$. Il test di Dixon è utilizzato per la valutazione degli outlier quando il numero N di dati di un campione è ≤ 25 e presuppone la normalità della distribuzione. In ragione di ciò, tale test non è sempre sufficiente a determinare tutti gli outlier. In questi casi si applica allora il test di Tukey, che prevede il calcolo di un intervallo definito da due valori soglia:

- $Q1 - 1,5 \cdot IQR$
- $Q3 + 1,5 \cdot IQR$

Sono individuati come outlier tutti i dati esterni a tale intervallo.

Applicando quindi a tutti i set di dati trasmessi il test di Dixon e utilizzando un livello di significatività α del 5%, sono stati identificati gli outlier sia per la bassa che l'alta esposizione. Il relativo elenco è riportato nella seguente Tabella 5.4.

Tabella 5.4 Elenco degli outlier determinati mediante il test di Dixon per le basse e alte esposizioni

Esposizione bassa	Esposizione alta
Laboratorio ID4: 4626 e 2321 kBqh/m ³	Laboratorio ID4: 14051 kBqh/m ³
Laboratorio ID14: 399 kBqh/m ³	Laboratorio ID49: 7569 kBqh/m ³
Laboratorio ID31: 1214 kBqh/m ³	Laboratorio ID13: 8922 kBqh/m ³
Laboratorio ID35: 150 e 268 kBqh/m ³	Laboratorio ID33: 11446 kBqh/m ³
Laboratorio ID44: 1315 e 1457 kBqh/m ³	
Laboratorio ID48: 705 kBqh/m ³	

Dopo aver escluso tali valori dai vari set, è stata verificata la normalità dei dati "ripuliti". Tale condizione è risultata verificata per tutti i set ad eccezione dei dati del Laboratorio ID 31, per entrambe le esposizioni alta e bassa.

Applicando a questi dati il test di Tukey sono risultati outlier e quindi esclusi i seguenti valori:

- 954 kBq·h·m⁻³ per l'esposizione bassa;
- 10818 e 14568 kBq·h·m⁻³ per l'esposizione alta.

Nelle Figure 5.13 e 5.14 sono riportati i box plot dopo l'esclusione degli outlier individuati secondo le modalità appena descritte.

Dal confronto tra i grafici con e senza outlier, si osserva che per alcuni laboratori l'eliminazione degli outlier migliora in modo significativo non solo la simmetria, ma anche la stima del valore di riferimento. I casi più evidenti si verificano per il lab. ID 4 per l'esposizione bassa e per il lab 31 per l'esposizione alta.

Per il lab. ID4, eliminando gli outlier, si passa infatti da una media e una mediana rispettivamente pari a 1352 kBqhm⁻³ e 720 kBqhm⁻³ a, rispettivamente, 645 kBqhm⁻³ e 649 kBqhm⁻³. Per il lab. 31, da una media e una mediana iniziali rispettivamente di 8596 kBqhm⁻³ e di 7282 kBqhm⁻³ si ottengono una nuova media e una mediana di 7231 kBqhm⁻³ e di 7175 kBqhm⁻³.

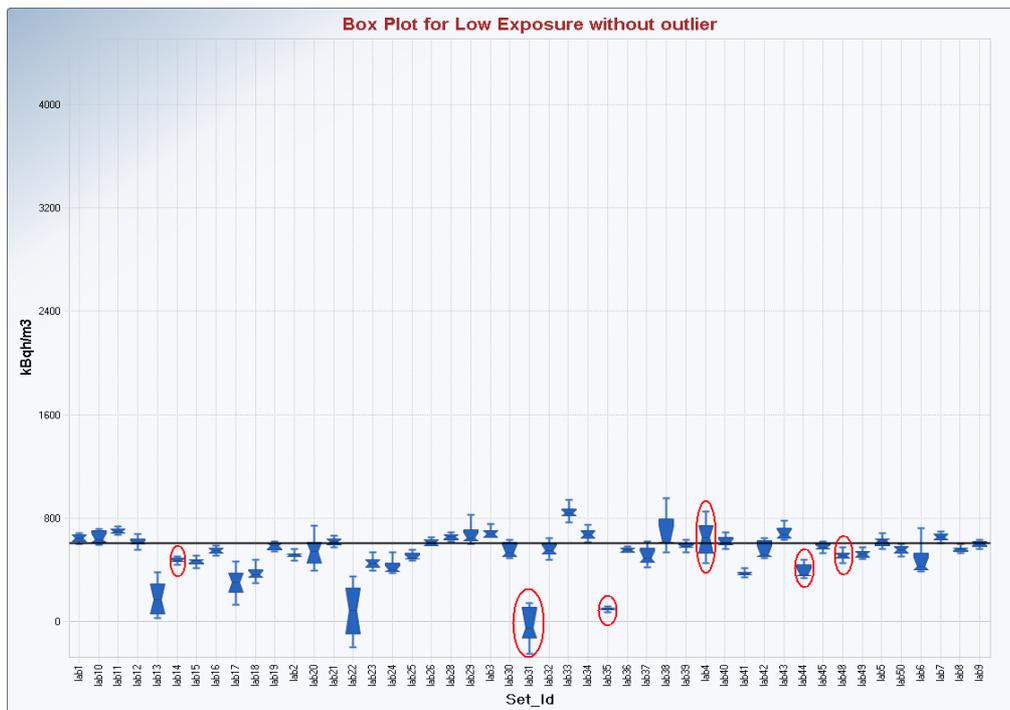


Figura 5.13. Boxplot [8] per la bassa esposizione, dopo l'eliminazione degli outlier: sono evidenziati in rosso i set di dati modificati (Fig. 5.11) a seguito delle eliminazione degli outlier.

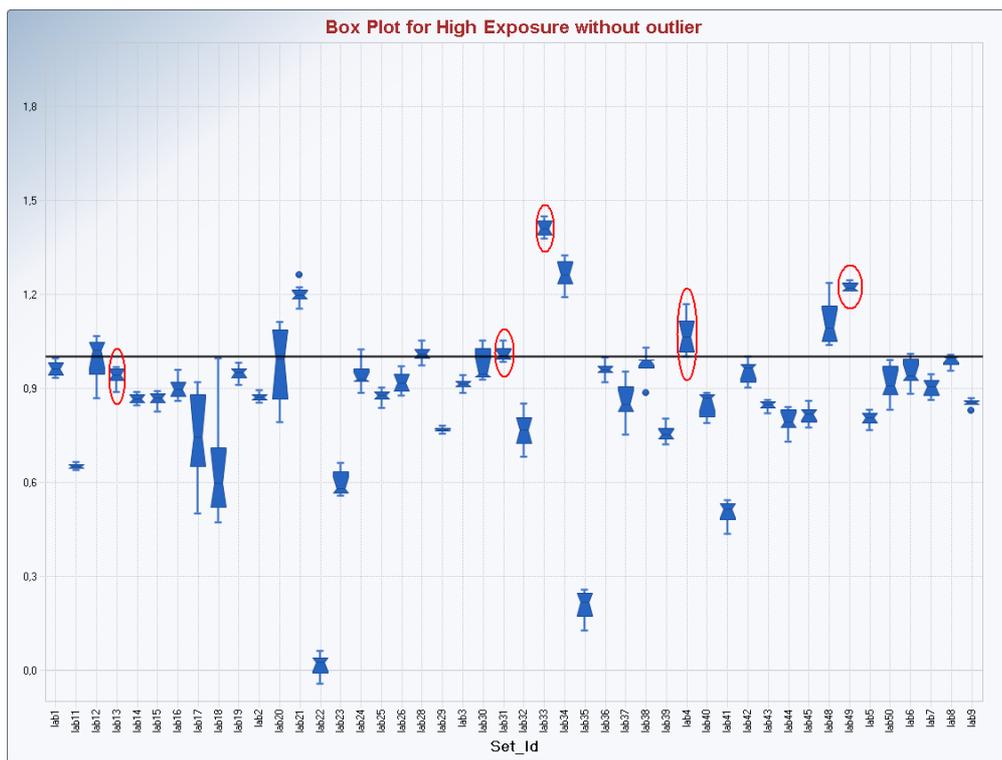


Figura 5.14. Boxplot dei dati relativi alla alta esposizione, senza outlier: sono evidenziati in rosso i set di dati modificati (si veda Fig. 5.12) a seguito delle eliminazione degli outlier.

6. Conclusioni

È difficile trarre una conclusione univoca dalle analisi presentate in questo report. D'altra parte, lo scopo principale di questa pubblicazione è stato quello di fornire a tutti i partecipanti spunti di riflessione a partire dall'analisi dei propri dati, confrontati con quelli degli altri: crediamo infatti stia a ciascun partecipante il compito di cogliere da questa esperienza gli insegnamenti più importanti per sé.

E' stato quindi deciso, con una precisa e consapevole scelta degli organizzatori, di non proporre un univoco criterio per la valutazione delle performance. Questo, per diverse motivazioni, tra cui, la principale è stata la considerazione che la complessità e la particolare difficoltà di un "interconfronto in campo" rischiava di rendere riduttivo l'impiego di un singolo criterio, in base al quale stilare poi la relativa classifica, come di solito succede negli interconfronti tradizionali.

Sono stati così calcolati e proposti alla discussione una serie di indicatori: giustezza, precisione, indice di compatibilità E_n , z-score, grafico di Youden, ciascuno con la sua peculiarità e significatività. Nel commento ai risultati si sono seguite in generale le indicazioni ISO, con l'unica scelta, in qualche modo arbitraria, di scegliere per il parametro σ_{Ri} che compare nella definizione dello z-score un valore pari al 20% del valore di riferimento.

Riferimenti bibliografici

- [1] J. L. Gutierrez-Villanueva et al., International intercomparison exercise on natural radiation measurements under field conditions, PUBliCan Edizione Universidad de Cantabria (2012).
- [2] R Core Team (2014). R. A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- [3] F. Cardellini et al., Interconfronto radon in aria per sistemi di misura passivi nella grotta di Marie Curie a Lurisia, Convegno Nazionale di Radioprotezione, Aosta (15-17 ottobre 2014) ISBN 978-88-886484-0-8.
- [4] ISO/IEC 17043:2010. Conformity assessment - General requirements for proficiency testing.
- [5] ISO 13528: 2005. Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons.
- [6] Z. Daraktchieva et al., Result of the 2013 PHE Intercomparison of Passive Radon Detectors.
- [7] E. Foerster et al., Instruments to Measure Radon Activity concentration or Exposure to Radon – Interlaboratory Comparison 2012.
- [8] ProUCI 5.0, www.epa.gov.