

La radioattività ambientale nel nuovo assetto istituzionale

Convegno Nazionale AIRP

Piacenza, 3 novembre 1994

Vol. II

A cura di:

Sandro Fabbri *CRR Piacenza - Azienda USL di Piacenza*

Hanno collaborato:

L. Achilli, M.L. Aebischer, G. Agnesod, P. Badalamenti, L. Baratto, D. Baro, M. Begarani, G. Biasini, G. Boiocchi, R. Borio, M. Bussallino, M. Calimero, G. Campos Venuti, M. Cappai, V. Casanova Borca, M. Ciavarella, R. Cicioni, M.G. Corso, L. Crescimanno, M. Cristaldi, G. Dallara, S. Fabbri, L. Federigi, C. Fontana, N. Forini, M. Forte, L. Garbarino, Ghioni, G. Gianforma, C. Giovani, M. Grandolfo, R. Lupato, S. Maggiolo, M. Magnoni, A. Malanca, M.R. Malisan, S. Maltese, C. Mancini, Mancioffi, C. Margini, S. Meloni, G. Monacelli, P. Mozzo, C. NewbyLuce, F. Nonnis Marzano, P. Ossola, R. Padovani, G. Pallotti, A. Parisi, V. Pessina, C. Piendibene, S. Piermattei, F. Predicatori, F. Pugliese, G. Queirazza, L. Risposi, M. Roberti, A. Rongoni, R. Rusconi, P. Sabatini, L. Sesana, G. Sgorbati, S. Silva, P. Soccà, R. Sogni, A. Susanna, A. Tacconi, A. Temporin, E. Tesini, S. Tofani, P. Tori, C. Triulzi, F. Trotti, A.P. Veschini, A. Wjan, D. Zaccheddu, L. Zaninelli

La Collana *Dossier* è pubblicata a cura di:

CDS (Centro di documentazione per la salute)

Azienda Usl Città di Bologna

via Triacchini 17, 40138 Bologna, tel. 051/396311

Azienda Usl di Ravenna

via De Gasperi 8, 48100 Ravenna, tel. 0544/409018

Regione Emilia-Romagna, Servizio prevenzione collettiva

via Aldo Moro 30, Bologna, tel. 051/283111

Copia del volume può essere richiesta al CDS, Sede di Bologna

Redazione:

Caterina Distanti, Regione Emilia-Romagna

Maria Edoarda Fava, Dipartimento di Prevenzione, Azienda Usi di Ravenna

Stampa: Azienda Usl di Ravenna, marzo 1997.

Questo Convegno rappresenta la terza iniziativa che si svolge a Piacenza, presso l'Università Cattolica, sui temi della radioattività ambientale.

Nel primo, tenutosi nel 1985, l'anno precedente l'incidente di Chernobyl, sono stati trattati tre temi specifici: il monitoraggio, le ricerche radioecologiche nell'area padana e la sorveglianza attorno alla Centrale di Caorso.

Il secondo, tenutosi nel 1989, ha voluto raccogliere l'enorme patrimonio di ricerca scientifica prodotto nei tre anni seguenti l'incidente di Chernobyl sui meccanismi di trasferimento della radioattività dal fallout ai prodotti di origine animale e sui trattamenti di prevenzione.

Questo Convegno vuole invece affrontare gli aspetti più propriamente organizzativi legati al riordino del sistema dei controlli ambientali conseguente sia all'esito del referendum sui controlli ambientali del 1993 che alla riorganizzazione del Servizio Sanitario Nazionale.

Esaminare nel merito gli aspetti relativi alla radioattività ambientale, segmento specifico dell'ampio spettro dei problemi ambientali, può comunque offrire un'importante occasione per individuare linee di sviluppo future ed un modello organizzativo estendibile alla più ampia problematica dei controlli ambientali.

La radioprotezione, per sua intrinseca filosofia, pone l'uomo al centro del sistema di limitazione degli effetti su tutto l'ecosistema.

Esiste, in buona sostanza, una stretta correlazione e unione tra ambiente e salute che gli operatori del settore traducono, come atto finale delle attività tecniche e di misura, nella valutazione della dose assorbita quale indice dei possibili effetti sanitari.

Impostare un programma di monitoraggio, effettuare i prelievi, eseguire le analisi, elaborare i dati analitici ed infine valutare i possibili effetti sulla salute umana rappresenta un percorso completo ed efficace che consente di incidere significativamente sulla promozione della salute e per la tutela dell'ambiente.

Al contrario separare o non integrare le attività di controllo da quelle di valutazione sanitaria dei rischi ambientali produce incompletezza di giudizio e può indurre a non cogliere le reali priorità di intervento sull'ambiente.

Ma non vi è solo questo aspetto di fondo a proporre la radioattività ambientale come un punto di riferimento più ampio.

Da anni infatti l'organizzazione dei controlli sviluppata in Italia è stata caratterizzata da una forte integrazione tra le strutture centrali e quelle periferiche.

ISS, ENEA-DISP ora ANPA, Centri regionali e Servizi territoriali costituiscono oggi un sistema integrato di intervento sul territorio che, seppur suscettibile di ulteriori miglioramenti, consente di:

- operare in modo omogeneo a livello nazionale;*
- avere strutture tecniche qualificate e affidabili;*
- mantenere rapporti operativi utili anche in situazioni di emergenza.*

Ora la Legge 61/94 e il DLgs 502, modificato dal DLgs 517, impongono il riordino delle competenze e la riorganizzazione delle strutture tecniche.

Quale ruolo avranno gli Enti centrali, l'ISS e l'ANPA in particolare, e quali i collegamenti con le Regioni e le Agenzie regionali?

Quando e quale organizzazione le Regioni adotteranno sulla radioprotezione?

Come saranno strutturate le future Agenzie regionali e quali collegamenti avranno con i Dipartimenti di prevenzione delle Aziende USL?

Sono questi i principali quesiti che tutti gli operatori del settore oggi si pongono.

La speranza è che i processi in atto tengano conto del patrimonio di esperienze, delle professionalità e delle strutture realizzate in questi anni e che le decisioni assunte vadano a migliorare e potenziare l'organizzazione esistente nello spirito della massima integrazione tra aspetti sanitari e quelli ambientali così come la radioprotezione richiede.

Questo Convegno vuole andare nella direzione di fornire un contributo concreto e propositivo a chi deve decidere sulla organizzazione da mettere in campo per il prossimo futuro.

Nella I sessione vengono discussi, con un'accentuazione anche degli aspetti critici, i seguenti temi:

- attuale strutturazione dei Centri operanti a livello nazionale;*
- le principali attività tecniche sviluppate e comparate con quanto fatto in altri Paesi;*
- il modello organizzativo da sviluppare a livello regionale.*

Nella II sessione sono trattati due temi d'importanza strategica per il prossimo futuro quali l'accreditamento dei laboratori di misura e le principali linee della ricerca scientifica dopo l'esperienza di Chernobyl.

Un arricchimento e completamento dei contributi è costituito dai lavori presentati nella sessione "Poster".

Infine, nella tavola rotonda, sono affrontati gli aspetti più specificatamente organizzativi sulla futura riorganizzazione delle strutture deputate ai controlli della radioattività ambientale.

In conclusione, un sincero e doveroso ringraziamento va all'Azienda USL di Piacenza, alla Regione Emilia-Romagna, all'AIRP, al Comune e all'Amministrazione Provinciale di Piacenza per il concreto contributo fornito all'organizzazione di questo Convegno.

*Il Segretario del Convegno
Sandro Fabbri*

INDICE

Volume I

I Sessione	pag. 7
Le strutture regionali di controllo della radioattività ambientale operanti in Italia	pag. 9
Esperienza operativa delle reti nazionali di sorveglianza della radioattività ambientale	pag. 27
L'organizzazione delle attività di controllo a livello regionale	pag. 41
II Sessione	pag. 63
Introduzione del Sistema Qualità per l'accreditamento dei laboratori	pag. 65
L'eredità di Chernobyl: analisi e prospettive di sviluppo per la ricerca scientifica	pag. 91

Volume II

III Sessione: Presentazione e discussione dei Poster	pag. 101
Metodo matematico per la determinazione dello ^{90}Sr in campioni ambientali in presenza di interferenti radioattivi naturali	pag. 103
Assorbitori passivi per il prelievo del trizio ossido in aria	pag. 109
Applicazione della politica della Qualità ai controlli di radioattività ambientale	pag. 115
Confronto tra differenti tecniche di misura della concentrazione di radon in aria in un'area vulcanica dell'Umbria	pag. 123
L'attività della sezione radioprotezione della IV Unità operativa del PMIP di Milano	pag. 133

Presenza di Cs-134, Cs-137 e radionuclidi naturali in licheni e muschi campionati da Parma al Passo della Cisa nel 1993	pag. 145
Valutazione d'impatto ambientale per rilascio accidentale di materiale aeriforme	pag. 155
Il controllo della radioattività ambientale nel Friuli-Venezia Giulia: attività del CRR di Udine	pag. 161
Un modello per il calcolo delle concentrazioni indoor di Rn-222 e figli	pag. 175
Dall'organizzazione tradizionale al lavoro in gruppi integrati: la fase preliminare dell'accreditamento in radioattività ambientale ed il contributo della SMRA – LC	pag. 183
Livelli di Cs-137 in ragazzi provenienti dalla Bielorussia	pag. 191
Valutazione della concentrazione di Cs-137 nel terreno e distribuzione in funzione della profondità in Liguria (confronto tra due metodiche)	pag. 195
CRR Liguria : attività	pag. 201
Prospettive per il controllo biologico della qualità dell'ambiente	pag. 205
Indagine sulla concentrazione del radon in tre città dell'Italia centro-settentrionale	pag. 213
Naturally occurring radionuclides in the monazite sands of Guarapari and Meiaipe (Brazil)	pag. 225
Misura della concentrazione di Rn-222 in acqua con collettori a carboni attivi	pag. 231
L'organizzazione dei controlli radiometrici in Valle d'Aosta	pag. 239
Misure di radioattività naturale in un'area della Sardegna	pag. 243
IV Sessione: Tavola rotonda Il controllo della radioattività: prospettive future	pag. 251

**III SESSIONE
PRESENTAZIONE E DISCUSSIONE DEI "POSTER"**

*Presiede - Enrico Tesini
ENEA Bologna*

METODO MATEMATICO PER LA DETERMINAZIONE DELLO ^{90}Sr IN CAMPIONI AMBIENTALI IN PRESENZA DI INTERFERENTI RADIOATTIVI NATURALI

Mauro Magnoni, Valerio Casanova Borca, Piero Ossola e Santi Tofani
Servizio di Fisica sanitaria - USSL 40 Ivrea

1. INTRODUZIONE

Lo ^{90}Sr (β puro $E_{\text{max}} = 0,5$ MeV, $t_{1/2} = 28,5$ anni) unitamente al suo figlio ^{90}Y (β puro $E_{\text{max}} = 2,3$ MeV; $t_{1/2} = 64,2$ ore) col quale è di solito in condizioni di equilibrio secolare, è, tra i prodotti di fissione, uno dei più rilevanti dal punto di vista radioprotezionistico. Grande è quindi l'interesse per metodi di misura che siano in grado di rilevare rapidamente la presenza di questo radionuclide nell'ambiente. Le tecniche radiochimiche più diffuse consentono di pervenire al risultato solo dopo vari giorni, con laboriosi procedimenti. Metodi più semplificati consentono di ridurre i tempi diminuendo però l'accuratezza della separazione chimica; ciò può tradursi in una presenza, talvolta massiccia, di interferenti radioattivi naturali. Per cercare di superare questo inconveniente è stato sviluppato un metodo matematico che consente di stimare quantitativamente l'interferente, senza attendere tempi lunghi.

Tale metodo è stato applicato in campioni di matrici ambientali (*fallout*, suolo), dove era presente in quantità elevata il ^{210}Bi , un isotopo naturale, proveniente dal decadimento del ^{210}Pb e appartenente alla serie dell' ^{238}U .

2. MATERIALI E METODI

a) I metodi analitici di separazione chimica

I metodi analitici di separazione chimica utilizzati per la determinazione di ^{90}Sr in campioni minerali sono sostanzialmente di due tipi [1,2]. Il metodo tradizionale, mediante ripetute precipitazioni selettive elimina tutti gli elementi interferenti, consiste nell'estrazione per via gravimetrica. Si basa sulla precipitazione dei carbonati, dei nitrati, dei cromati, degli idrossidi e sull'attesa del raggiungimento dell'equilibrio secolare tra ^{90}Sr e ^{90}Y . Infine si procede al conteggio β a basso fondo dell' yttrio, fatto precipitare come ossalato, ripetuto diverse volte in una settimana per verificare il decadimento dell' ^{90}Y mentre la determinazione della resa chimica avviene per via gravimetrica. Un metodo più rapido differisce dal quello gravimetrico nella prima parte, dove le precipitazioni successive vengono sostituite da cromatografia di estrazione con acido di 2 etilesil ortofosforico (HDEHP), scambiatore di ioni liquido diluito in solvente inerte e successiva eluizione dell' yttrio, supposto in equilibrio secolare con lo ^{90}Sr nella matrice, in alcuni casi, però, soprattutto per matrici in cui i radioisotopi naturali si trovano in quantità elevata (es: *fallout*, terreno), la presenza di interferenti non può essere completa-

mente eliminata. Infatti, seguendo il decadimento di questi campioni, molto spesso viene evidenziato un tempo di dimezzamento effettivo di circa 5 giorni, di gran lunga superiore a quello dell⁹⁰Y. L'isotopo responsabile di questa interferenza viene individuato nel ²¹⁰Bi ($t_{1/2} = 5,01$ g), proveniente dal decadimento del ²¹⁰Pb notoriamente presente in atmosfera. Per valutare il contributo del ²¹⁰Bi, si può seguire il decadimento del campione per un congruo periodo (per esempio due volte l'emivita del radionuclide a vita più lunga) e interpolare i conteggi ottenuti a partire da un tempo pari a 4 volte circa l'emivita del radionuclide a vita breve e sottrarre così il contributo. Tale metodo tuttavia presenta l'inconveniente di dover attendere tempi lunghi e quindi effettuare misure su di un campione sempre meno attivo con conseguente aumento degli errori sperimentali, che rendono aleatoria la sottrazione del contributo dell'interferente.

b) Valutazione quantitativa degli interferenti

Supponiamo dunque di dover eseguire un conteggio β di un campione contenente 2 radioisotopi: ⁹⁰Y e ²¹⁰Bi, per le cui costanti di decadimento γ_Y e γ_{Bi} vale la relazione: $\gamma_{Bi} < \gamma_Y$. I conteggi totali $C_T(t)$ registrati dal contatore, al netto del fondo e al generico tempo t saranno pertanto dati da:

$$C_T(t) = C_{Bi}(0) e^{-\gamma_{Bi}t} + C_Y(0) e^{-\gamma_Y t} \quad (1)$$

Facendo il logaritmo di ambo i membri si ottiene:

$$\log C_T(t) = \log C_{Bi}(0) - \gamma_{Bi}t + F(t) \quad (2)$$

in cui la funzione $F(t)$ ha la forma:

$$F(t) = \log \left(1 + \frac{C_Y(0)}{C_{Bi}(0)} e^{-(\gamma_Y - \gamma_{Bi})t} \right) \quad (3)$$

Calcolando la derivata della (2) si ha:

$$\frac{d}{dt} [\log C_T(t)] = -\gamma_{Bi} + \frac{d}{dt} [F(t)] \quad (4)$$

da cui si nota che essa non è più una costante come nel decadimento singolo. Da un punto di vista pratico è possibile calcolare una "costante di decadimento sperimentale" γ_{spe} semplicemente eseguendo una regressione esponenziale dei dati del decadimento. Mentre nel caso di decadimento singolo γ_{spe} è una stima sperimentale della costante di decadimento del radioisotopo in questione, in presenza di 2 radionuclidi invece non è altro che una sorta di valor medio della quantità:

$$-\frac{d}{dt} [\log C_T(t)]$$

calcolato nell'intervallo di tempo $(0, \tau)$ in cui si sono registrati i decadimenti. Pertanto sembra sensato porre in relazione γ_{spe} con la media temporale in $(0, \tau)$ della funzione:

$$-\frac{d}{dt} [\log C_T(t)]$$

Poniamo allora:

$$\gamma_{spe} = \langle -\frac{d}{dt} [\log C_T(t)] \rangle_{\tau} \quad (5)$$

dove vale:

$$\langle -\frac{d}{dt} [\log C_T(t)] \rangle_{\tau} = \gamma_{Bi} - \frac{1}{\tau} \int_0^{\tau} \left(\frac{dF}{dt} \right) dt \quad (6)$$

Si ottiene quindi:

$$\gamma_{spe} = \gamma_{Bi} + \frac{1}{\tau} \left\{ \log \left(1 + \frac{C_Y(0)}{C_{Bi}(0)} \right) - \log \left(1 + \frac{C_Y(0)}{C_{Bi}(0)} e^{-(\gamma_Y - \gamma_{Bi}) \tau} \right) \right\}$$

da cui, dopo semplici passaggi algebrici si ricava finalmente:

$$\frac{C_Y(0)}{C_{Bi}(0)} = \frac{e^{-(\gamma_{spe} - \gamma_{Bi}) \tau} - 1}{1 - e^{-(\gamma_Y - \gamma_{spe}) \tau}} \quad (7)$$

La (7), opportunamente sostituita nella (1) consente quindi la determinazione quantitativa di ^{90}Y e ^{210}Bi , tenendo presente che il "tempo di conteggio" τ deve essere tale da mantenere sufficientemente piccola la quantità $(\gamma_Y - \gamma_{Bi})\tau$.

3. RISULTATI SPERIMENTALI

Un'applicazione del metodo presentato è stata effettuata in due casi di difficile interpretazione: un campione di deposizione umida e secca e un campione di terreno, in cui i conteggi β registrati con lo scintillatore risultavano di gran lunga superiori a quanto ci si poteva aspettare per questa matrice. In entrambi i casi, seguendo il decadimento del campione veniva evidenziato un tempo di dimezzamento effettivo di circa 5 giorni, superiore a quello dell' yttrio (fig. 1 e fig. 2). Identificando allora l'isotopo responsabile di questo fenomeno nel ^{210}Bi ($t_{1/2} = 5,01$ g), possiamo cercare di valutare l' ^{90}Y tramite le relazioni (1) e (7). Per un terzo campione, in cui si evidenziava lo stesso problema, è stata effettuata anche un'analisi con la metodica delle precipitazioni successive, in modo da poter fare un confronto fra i risultati ottenuti (fig. 3).

Campione 1 - Deposizione umida e secca (Ivrea -I semestre 1993).

Eseguendo una semplice regressione sui primi 3 dati del decadimento dell' ^{90}Y si

ottiene $\gamma_{spe} = 6,192 \cdot 10^{-3} \text{ ore}^{-1}$ con un coefficiente di correlazione $r = -0,9999$. Il tempo di dimezzamento effettivo che si ricava è pari a 4,66 g. Sviluppando i conti si ottiene $C_{Y90}(0) = 1525$ conteggi, da cui si ricava per la deposizione totale mensile di ^{90}Sr un'attività di circa $0,17 \text{ Bq/m}^2$, un valore ragionevole e in sostanziale accordo con quanto misurato da altri laboratori in Italia [3].

Campione 2 - Terreno profondità 0-5 cm (Ivrea - novembre 1993).

Con una regressione sui primi 4 dati si ottiene $\gamma_{spe} = 6,327 \cdot 10^{-3} \text{ ore}^{-1}$ con un coefficiente di correlazione $r = -0,9993$. Il tempo di dimezzamento effettivo che si ricava è pari a 4,56 g. Con procedimento analogo a quello utilizzato per il campione precedente si ricava:

$$\frac{C_{Y90}(0)}{C_{B210}(0)} = 0,152867 \text{ e } C_{Y90}(0) = 400 \text{ conteggi,}$$

per un valore di attività per ^{90}Sr pari a circa $3,9 \text{ Bq/kg}$ secco. Tale valore può essere confrontato con quello relativo al ^{137}Cs , misurato nello stesso campione: il rapporto tra le attività dei due isotopi ($^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$) risulta pari a $25/4$, un valore che può essere considerato tipico nel suolo in questa regione.

Campione 3 - Terreno prof. 10-15 cm (Ivrea - maggio 1994).

Eseguendo la regressione su 4 dati (57,75 ore dopo il tempo di isolamento dell' ^{90}Y si ottiene $\gamma_{spe} = 6,503 \cdot 10^{-3} \text{ ore}^{-1}$ con un coefficiente di correlazione $r = -0,9797$ e un tempo di dimezzamento effettivo pari a 4,44 g. Si ottiene quindi $C_{Y90}(0) = 479$ conteggi, da cui si ricava per ^{90}Sr un'attività di circa $2,0 \text{ Bq/kg}$. Lo stesso terreno è stato poi trattato utilizzando la metodica più complessa ed ha fornito un valore di attività per ^{90}Sr di $2,2 \pm 0,3 \text{ Bq/kg}$ mentre il decadimento osservato mostra un tempo di dimezzamento effettivo pari a quello dell' ^{90}Y (fig. 4). Tenendo presente che gli errori associati alle determinazioni ottenute seguendo il metodo proposto sono dell'ordine del 20-25%, i risultati possono dirsi in perfetto accordo.

4. CONCLUSIONI

Il metodo proposto consente di determinare la concentrazione di ^{90}Sr in matrici ambientali anche in presenza di quantità considerevoli di interferenti (^{210}Bi). Il risultato può essere ottenuto dopo 60-70 ore dall'isolamento dell' yttrio cioè in un tempo ragionevolmente breve. Inoltre la sensibilità del metodo è da considerarsi assai soddisfacente, essendo possibile ad esempio la rivelazione di ^{90}Sr in recenti campioni di *fallout* (gennaio - giugno 1993), dove la presenza del radionuclide è assai scarsa, essendo addebitabile per lo più alla risospensione. L'affidabilità del metodo aumenta al crescere della quantità di ^{90}Sr presente nella matrice: ciò rende il procedimento descritto particolarmente adeguato per i casi di emergenza laddove è importante ottenere risposte sulla presenza di ^{90}Sr in termini quantitativi e in tempi relativamente brevi.

Fig. 1. Deposizione totale - primo semestre 1993

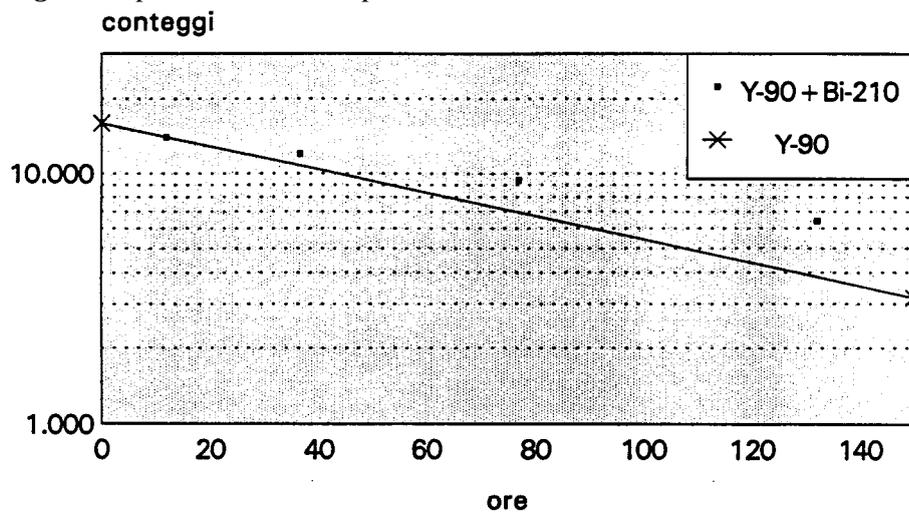


Fig. 2. Terreno, prof. 0-5 cm - novembre 1993

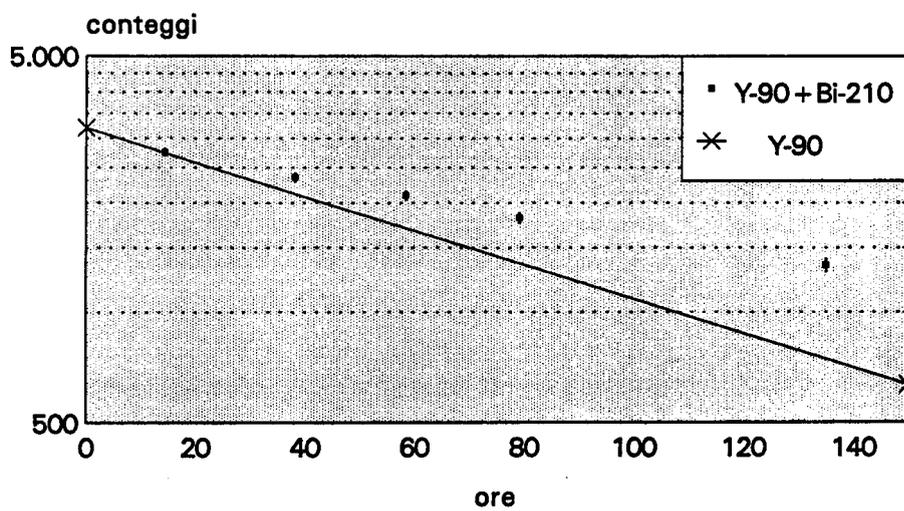


Fig. 3. Terreno, prof. 10-15 cm - maggio 1994

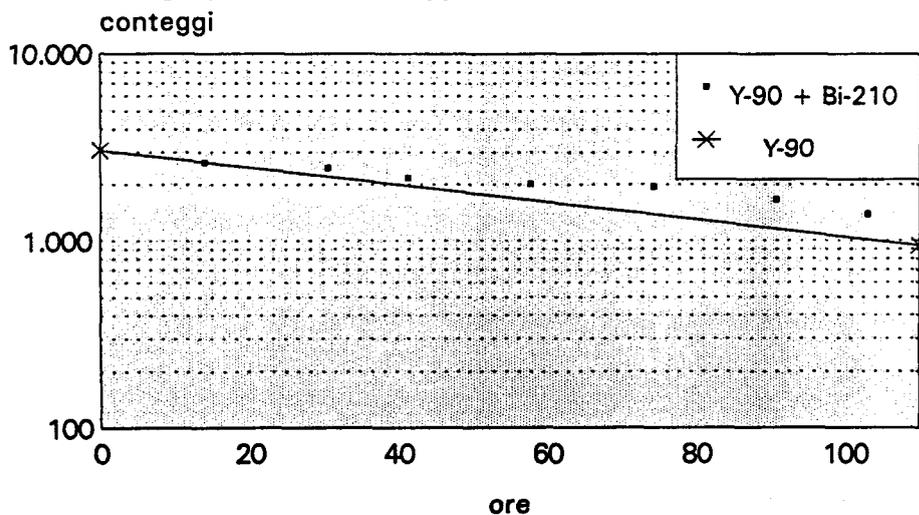
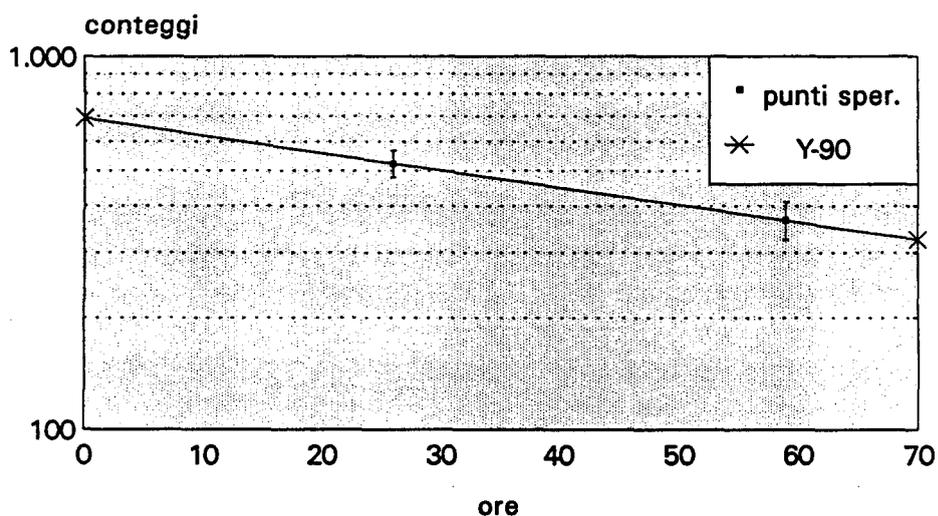


Fig. 4. Terreno, prof. 10-15 cm - maggio 1994



Bibliografia

- [1] ENEL, *Metodologia e strumentazione per la misura della contaminazione radioattiva nell'ambiente e nell'uomo*, a cura di Gelso Osimani e Virginio Aspesi/ (1987).
- [2] C. Testa, *Determinazione di ^{90}Sr in campioni minerali e alimentari*, comunicazione privata.
- [3] ENEA-DISP, *Rapporto annuale sulla radioattività ambientale in Italia*, vol.1 - "Reti Nazionali", 1991.

ASSORBITORI PASSIVI PER IL PRELIEVO DEL TRIZIO OSSIDO IN ARIA

*L. Risposi, L. Federigi
Unità radioprotezione, CCR - Ispra*

1. INTRODUZIONE

La fusione termonucleare controllata di nuclei leggeri, allo stato attuale delle nostre previsioni, è potenzialmente la più importante sorgente futura di energia. La ricerca sulla fusione è focalizzata principalmente sullo studio e lo sviluppo di metodologie per la manipolazione del trizio e sulla tecnologia del combustibile. Per questa ragione sono stati costruiti appositi laboratori in tutto il mondo nei quali sono trattate grandi quantità di trizio. La Commissione Europea ha realizzato uno di questi laboratori, ETHEL (European Tritium Handling Experimental Laboratory), al Centro Comune di Ricerca di Ispra. Uno dei problemi di radioprotezione connessi con questi tipi di laboratori è l'emissione in atmosfera di trizio. Per poter controllare la contaminazione ambientale del trizio ossido e determinarne la concentrazione media, si possono utilizzare sistemi di prelievo dell'aria di tipo passivo basati sull'impiego di materiali microporosi adsorbenti.

I vantaggi di questi assorbitori passivi sono principalmente due:

- semplicità d'uso, infatti non necessitano di alcun supporto ausiliario per il loro impiego;
- possibilità di misurare l'attività integrata dell'HTO.

Il funzionamento degli adsorbitori passivi si basa sulla legge di Fick che regola i processi di diffusione tra due regioni vicine in cui sono presenti due diverse concentrazioni. Secondo questa legge, la quantità di aeriforme che passa dalla regione a più elevata concentrazione a quella a concentrazione minore è direttamente proporzionale al gradiente di concentrazione; il fattore di proporzionalità è dato dal coefficiente di diffusione.

Si può supporre con buona approssimazione che nell'ambiente, per intervalli di tempo non troppo lunghi (dell'ordine di una settimana), le variazioni delle condizioni atmosferiche siano abbastanza piccole da ritenere il coefficiente di diffusione costante. Sotto queste ipotesi la quantità di vapore acqueo adsorbita dal campionario passivo è lineare rispetto al tempo.

Lo scopo di questo lavoro è di studiare la possibilità di impiego dei materiali adsorbenti, quali zeoliti, mordeniti e silica-gel (generalmente utilizzati come essiccanti nelle applicazioni industriali), come adsorbitori passivi per il monitoraggio della concentrazione di trizio ossido in aria. Sono valutate e discusse le proprietà di adsorbimento dell'acqua dei diversi materiali e la cinetica di adsorbimento in funzione della geometria del campione e dell'umidità relativa dell'aria.

1.2. Principali materiali assorbenti e loro caratteristiche

La proprietà dei materiali porosi di assorbire in modo reversibile grandi quantità di vapore è stata scoperta nel XVIII secolo, ma la loro applicazione industriale, per la purificazione dei fluidi, è relativamente recente.

L'esigenza di avere una elevata capacità di ritenzione d'acqua restringe la scelta degli adsorbenti ai materiali microporosi con dimensioni dei pori che varia da qualche Angstroms a poche decine di Angstroms. Tra i materiali microporosi di particolare importanza industriale vi sono: il silica-gel, i carboni attivi e le zeoliti nelle loro diverse composizioni.

Va evidenziata però una differenza fondamentale tra questi materiali. Negli adsorbenti quali il silica-gel e i carboni attivi la distribuzione delle dimensioni dei micropori e la loro densità media vengono regolate durante il processo di fabbricazione. Al contrario la grandezza dei micropori delle zeoliti è controllata dalle singole strutture cristalline e, di conseguenza, la dimensione dei pori è uniforme. Questo porta a differenze rilevanti nelle proprietà di adsorbimento ed è dunque preferibile considerare le zeoliti come una classe di adsorbitori diversi da quelli tradizionali.

Dato il particolare obiettivo di questo lavoro si sono presi in considerazione solamente il silica-gel e le zeoliti in due forme diverse classificate come zeoliti 3A e zeoliti mordeniti. [1]

Silica-Gel

L'adsorbente silica-gel ha una composizione chimica che può essere espressa da:
 $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$.

L'acqua che contiene, che è pari a circa il 5% del suo peso, si trova principalmente sotto forma di gruppo ossidrilico.

La presenza di gruppi ossidrilici dà una polarità alla superficie ed è per questo che molecole come l'acqua, gli alcool e gli idrocarburi non saturi vengono adsorbiti prima delle molecole non polari come gli idrocarburi saturi. Gli svantaggi dovuti all'utilizzo di questo materiale sono:

- la difficoltà di recupero completo dell'acqua adsorbita, infatti la quantità d'acqua estratta è circa l'80% dell'acqua adsorbita. [2]
- la reazione di scambio isotopico H/T all'interno del reticolo cristallino del silica-gel. [3]

Le zeoliti

Le zeoliti sono dei cristalli alluminio silicati porosi. La struttura delle zeoliti è formata da una miscela tetraedica di SiO_4 e AlO_4 uniti, in modo regolare tramite atomi di ossigeno condivisi, per formare un reticolo cristallino aperto che contiene pori nei quali possono penetrare delle molecole "ospiti".

La struttura microporosa viene determinata dal reticolo cristallino quindi è perfettamente uniforme senza variazione nelle dimensioni dei pori. Questa caratteristica la differenzia dal silica-gel.

Nelle zeoliti la capacità di adsorbimento delle varie molecole è determinata principalmente da due fattori:

- l'affinità che dipende dal rapporto Si/Al;
- la dimensione dei micropori che permette a questo materiale di fungere da setaccio.

Variando il rapporto Si/Al è possibile scegliere una struttura adeguata alle varie esigenze.

Le zeoliti più ricche di alluminio mostrano un'elevata affinità per l'acqua e per le molecole polari, in questo lavoro sono state usate zeoliti *small port* di tipo A con un diametro libero di 2,8 -s- 4,2 Å e con il rapporto Si/Al di circa 1 e zeoliti *large port* di tipo Mordenite con un diametro libero di 6/7 + 7 Å e con il rapporto Al/Si di circa 5. La prima sfrutta la proprietà di setaccio mentre la seconda l'affinità.

Tutte le zeoliti devono essere attivate prima di essere usate in un qualsiasi processo di adsorbimento poiché il grado di disidratazione ha un effetto rilevante sul rateo di adsorbimento. Si può così aumentare la quantità di materiale adsorbito ed eliminare eventuali contaminazioni pregresse, in processo di attivazione cambia a seconda del tipo di zeolite in esame. Per essere nelle condizioni ottimali la zeolite di tipo 3A deve essere attivata a 290°C per un ora mentre la zeolite tipo mordenite deve essere attivata a 450 °C, temperatura che deve raggiungere lentamente in 48 ore. [4]

2. APPARATO SPERIMENTALE

Per studiare le caratteristiche di assorbimento dei vari materiali presi in considerazione, e per ottimizzare le geometrie da usare nella costruzione degli adsorbitori passivi, si sono effettuate diverse prove in ambienti saturi (campana di vetro ermeticamente chiusa) e in ambienti a umidità controllata (*glove-box*).

Gli adsorbitori passivi sono costituiti da materiale assorbente messo in un contenitore di plastica chiuso da una rete metallica. Per determinare come varia l'adsorbimento in funzione della superficie di contatto con l'aria e dell'altezza del contenitore, sono state studiate geometrie diverse.

Le caratteristiche delle diverse geometrie sono:

	A	B	C	D	E	F
altezza [mm]	35	85	135	250	250	250
diámetro [mm]	20	20	20	24	42	60

Il rapporto tra le superfici di contatto tra le geometrie E e F è di 0,49 e il rapporto tra la superfici D e F è di 0/16.

In figura 1 è riportato l'adsorbimento in funzione del tempo dei campioni D, E e F. Il rapporto tra i coefficienti angolari di E e D rispetto ad F sono 0,52 e 0,17.

Da ciò si deduce che il coefficiente di adsorbimento dipende soltanto dalla superficie di contatto con l'aria. Le diverse altezze dei campioni definiscono il tempo di saturazione (fig. 2).

Fig. 1. Rateo di adsorbimento di campioni con diverse aree superficiali

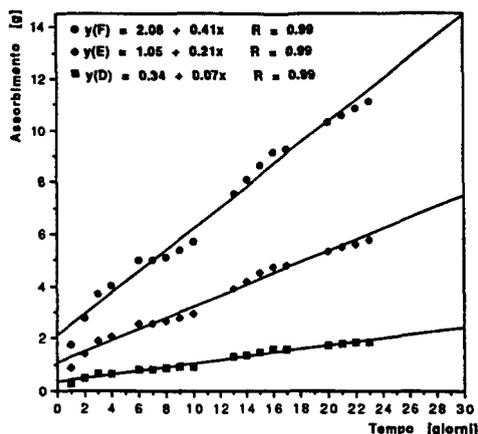
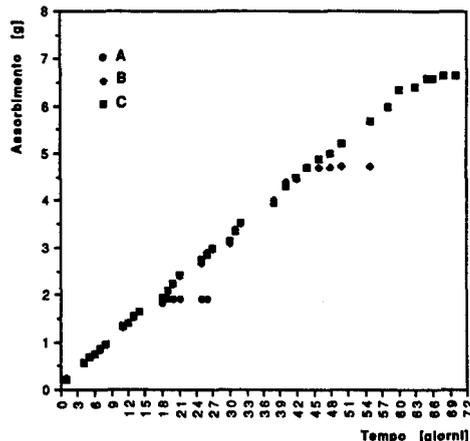


Fig. 2. Rateo di adsorbimento di campioni con diverse altezze



3. APPARATO DI ESTRAZIONE

L'acqua viene estratta dal materiale adsorbente, posto in una provetta di vetro, e portato a 250°C se si tratta di silica-gel, a 290°C se si tratta di zeoliti tipo 3A e a 350°C per le zeoliti tipo mordeniti (temperatura sufficiente per l'estrazione dell'acqua).

Come gas di trasporto del vapore acqueo viene usato, come gas inerte, l'azoto. D flusso di azoto e vapore acqueo, è fatto gorgogliare in una provetta contenente 4 ml di acqua esente da trizio. L'HTO trasportato è catturato dall'acqua, contenuta nella provetta, per scambio isotopico.

L'acqua estratta viene miscelata con uno scintillatore liquido ad alta capacità di ritenzione d'acqua e misurato con uno strumento a basso fondo.

4. RISULTATI

L'adsorbimento cinetico dipende dall'umidità relativa dell'ambiente considerato, questo viene dedotto dalla figura 3 nella quale vengono descritti gli adsorbimenti in funzione del tempo e per differenti condizioni di umidità relativa. Questa figura mostra che i rapporti tra le umidità relative sono uguali ai rapporti tra le quantità adsorbite. Poiché un adsorbente si satura quando ha adsorbito dal 15+20% del suo

peso, da questi andamenti si può dedurre la dipendenza del tempo di saturazione dall'umidità relativa.

La cinetica di adsorbimento dipende anche dal tipo di adsorbente come si può vedere in figura 4. Da questa figura risulta che il silica-gel, durante il processo di adsorbimento, mostra un intervallo di linearità più lungo degli altri due. Questo vantaggio però è ridotto dall'effetto memoria del materiale dovuto all'impossibilità del recupero totale dell'acqua adsorbita/ per questa ragione non sono stati più utilizzati nel prosieguo dello studio.

Le zeoliti tipo 3A e le zeoliti tipo mordeniti sono state usate come adsorbenti di acqua triziata in una *glove-box* ermeticamente chiusa e con una concentrazione nota di vapore acqueo triziato. L'HTO è stata estratta dopo la completa saturazione del campione e quindi misurata.

L'efficienza di recupero è:

- Zeolite tipo 3A 85%
- Mordenite 88%

Fig.3. Dipendenza del rateo di adsorbimento dall'umidità relativa dell'aria

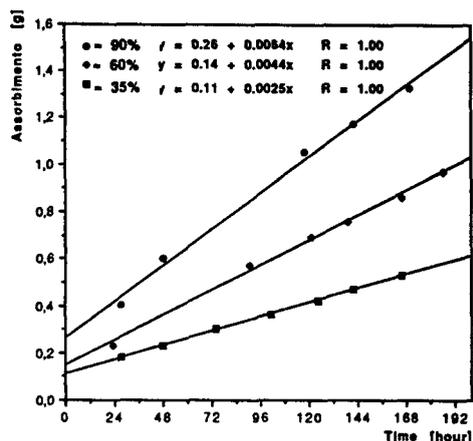
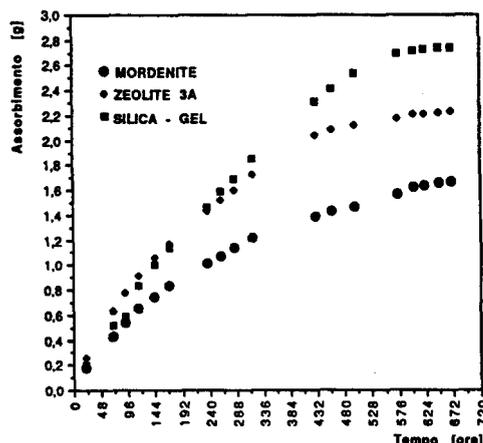


fig. 4. Cinetica di adsorbimento dei diversi materiali adsorbenti



5. CONCLUSIONI

I risultati mostrano che l'intervallo di linearità di adsorbimento e l'efficienza del metodo sono simili per le zeoliti tipo 3A e per le zeoliti tipo mordeniti.

Per l'applicazione pratica sono state preferite le zeoliti di tipo 3A alle mordeniti per i seguenti motivi:

- capacità selettiva maggiore anche se l'affinità è leggermente inferiore;
- semplicità maggiore di trattamento dovuta a temperatura e tempi di attivazione e recupero inferiori.

Il vantaggio di questi campionatori è di avere una sensibilità di $10^4 \div 10^5$ volte superiore a quella di una camera di ionizzazione e quindi utilizzabili per i normali controlli nell'ambiente circostante una sorgente di emissione.

Lo svantaggio è quello di essere selettivi (si misura solo vapore acqueo) e della misura ritardata nel tempo che non permette l'utilizzazione in caso di incidente.

Bibliografia

- [1] D. M. Ruthven, *Principles of adsorption and adsorption processes*, ed. John Wiley & Sons.
- [2] R. L. Otlet, A. J. Walker, C. J. Caldwell-Nichols, *Practical environmental, working area and stock discharge samplers, passive and dynamic, for measurement of tritium as HTO and HT*, "Fusion Technology" vol. 21,1992.
- [3] M. Nakashima, *et al.*, "Journal of Inorganic and Nuclear Chemistry", 43, 369, 1981.
- [4] R. M. Barrer, *Zeolites and clay minerals as sorbents and molecular sieves*, Academic Press London, 1978.

APPLICAZIONE DELLA POLITICA DELLA QUALITÀ AI CONTROLLI DI RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE

*Gruppo di lavoro sulle Buone Pratiche di Laboratorio
delle Sezioni di fisica ambientale dei PMP del Veneto
(coordinamento: Plinia Soccal, SFA/PMP Belluno)*

1. PREMESSA

Il problema della standardizzazione delle attività di un laboratorio di misura, della garanzia di qualità per i dati presentati, dell'ottimizzazione del rapporto costi/benefici, è un problema centrale per le strutture della prevenzione che, come le Sezioni di Fisica dei PMP, devono fornire ai servizi territoriali un supporto tecnico affidabile alle attività di vigilanza e agli utenti esterni una certificazione attendibile delle misure effettuate.

L'avvio, da parte della Regione Veneto, del progetto "Buone pratiche di laboratorio" (coordinato per la Regione da Agostino Consalter, Direttore del Laboratorio ESAV), rivolto specificamente ai laboratori di misura della Regione (PMP e Istituti Zooprofilattici), rappresenta un primo passo nella direzione del conseguimento della politica della qualità, anche se la realizzazione piena del progetto si scontra con tutte le difficoltà collegate alle vecchie carenze strutturali e alle nuove incertezze sull'organizzazione delle Agenzie regionali per la Prevenzione.

Le Sezioni di fisica ambientale del Veneto hanno aderito al progetto (formalmente, i direttori delle Sezioni hanno sottoscritto la dichiarazione di adesione alla politica della qualità riportata nel riquadro di figura 1 e attivato un gruppo di lavoro per ciascuno dei campi di intervento (radiazioni ionizzanti, radiazioni non ionizzanti, onde meccaniche, modellistica dell'inquinamento, identificazione di elementi nocivi) e per gli aspetti amministrativi generali.

2. IL MANUALE DELLA QUALITÀ

Il perseguimento dei punti 1,2,4 e 6 della dichiarazione ha portato alla stesura del Manuale della qualità, documento che codifica sia le procedure generali che quelle tecniche ed operative delle Sezioni di fisica.

Il Manuale si articola in 8 sezioni:

0. scopo e riferimenti
1. struttura organizzativa
2. gestione apparecchiature
3. ambiente
4. metodi e procedure di prova

5. gestione della documentazione della qualità
6. manipolazione dei campioni
7. rapporti di prova
8. diagnosi ed azioni correttive

e serve come riferimento per gli operatori e per l'assicuratore di qualità.

Il primo problema affrontato è quello di una chiara definizione della struttura organizzativa delle Sezioni (schematizzata per blocchi nella fig. 2) e dell'articolazione organizzativa dell'attività svolta; il rapporto con i committenti e le possibili forme di attivazione sono stati schematizzati in un diagramma di flusso (fig. 3), che evidenzia le fasi amministrative e quelle più propriamente tecniche dell'attività.

3. PROCEDURE DI PROVA

La politica della qualità si applica all'insieme delle attività delle Sezioni, e dunque anche alle fasi amministrative e di gestione; non c'è dubbio tuttavia che la parte tecnica rappresenti la fase centrale e quella dove l'assicurazione di qualità assume aspetti più complessi.

Rispetto agli altri laboratori le Sezioni di fisica presentano una caratteristica peculiare/ che è quella di dover garantire procedure standardizzate ed eseguite "in qualità" non solo per le attività laboratoristiche (fig. 4), ma anche per l'esecuzione di misure sul campo (fig. 5).

Il nucleo centrale di entrambi è stato formalizzato in una serie di specifiche tecniche che formano, per ciascun argomento, la "procedura di prova"; la politica della qualità è conseguita innanzitutto con una corretta individuazione ed applicazione delle diverse procedure di prova.

L'individuazione e la stesura delle procedure è stata effettuata all'interno di ciascun gruppo di lavoro, ed è stata completata per quasi tutti i campi di intervento. Sono state prese in considerazione le procedure effettivamente sperimentate e praticate da almeno una delle Sezioni di fisica della Regione, stese in forma di bozza da una Sezione e poi discusse collettivamente nei vari gruppi.

Diamo l'elenco delle 31 procedure di prova predisposte per il settore "Radiazioni ionizzanti" relativamente alle misure di radioattività ambientale:

- **contaminazione da radionuclidi artificiali gamma-emittenti:** alimenti, particolato atmosferico, *fallout*, terreni, muschi, scarichi fognari, detrito minerale organico sedimentabile, altre matrici;
- **contaminazione da radionuclidi naturali gamma-emittenti:** terreni, materiali da costruzione, altre matrici;
- **contaminazione da radionuclidi alfa e beta emittenti:** in aria alfa totale, in aria beta totale, su superfici misura diretta, su superfici con *smear-test*, *alfa* totale/beta totale con scintillatore plastico, alfa totale/beta totale con scintillatore liquido;
- **Rn 222 in acqua:** rilevazioni in situ, rilevazioni in laboratorio;

- **Rn 222 in aria:** rilevazioni di breve durata di gas radon, rilevazioni di breve durata della progenie di breve emivita del radon e del toron mediante spettrometria alfa, rilevazioni di media durata di gas radon con *canister* di carbone attivo, rilevazioni di lunga durata di gas radon con dosimetri a tracce naturali a stato solido;
- **emanazione di Rn 222:** materiale da costruzione;
- **irraggiamento ambientale:** dosimetria con rivelatori a termoluminescenza, dosimetria con strumentazione portatile di elevata sensibilità, misure di flusso con contatori, rilevazioni mediante spettrometria gamma in situ;
- **valutazione sanitaria dell'impatto ambientale:** per contaminazione delle acque interne, per contaminazione dell'atmosfera, per contaminazione dell'ambiente marino.

L'articolazione tipica di una procedura di prova è la seguente:

1. scopo e campo di applicazione
2. metodo
3. riferimenti (normativi e tecnici)
4. materiali, attrezzature, strumentazione
5. condizioni ambientali
6. requisiti preliminari
7. modalità operative
8. documentazione.

Si è data a ciascuna procedura una formulazione eminentemente pratica, in quanto si è considerato che la procedura debba servire da guida per l'esecuzione della prova da parte di un operatore del settore anche privo di esperienza specifica.

4. ASSICURAZIONE DI QUALITÀ

Un problema complesso è stato quello dell'individuazione della figura dell'assicuratore di qualità: questi infatti deve essere competente per le procedure che è chiamato a verificare ma estraneo ad esse, e sembra quindi impossibile identificarlo in strutture con organico di poche unità quali sono purtroppo ancora le Sezioni di fisica. La soluzione pare quella di affidare l'assicurazione di qualità ad un fisico proveniente da un'altra Sezione di fisica della Regione che, con periodici controlli, provveda all'esame della completezza della documentazione e della corrispondenza tra le procedure adottate e quelle descritte nel Manuale.

Il sistema di controlli incrociati che verrà così a stabilirsi dovrebbe contribuire anche ad una maggior uniformità dei metodi di lavoro tra le varie sedi e ad un utile scambio di esperienze.

Fig. 1. Dichiarazione di adesione alla politica della qualità

I responsabili delle Sezioni di fisica ambientale dei PMP del Veneto, considerato il carattere tecnico/scientifico delle prestazioni effettuate dalle Sezioni, ritenendo inderogabile la necessità di perseguire omogenei obiettivi di efficacia, efficienza ed economicità, si propongono di attuare una politica della qualità che, previa analisi delle/sezioni, delle procedure e di quant'altro possa essere utile allo scopo, trovi la sua definizione in un manuale di qualità, che si ritiene debba prendere in considerazione i seguenti punti:

- 1. analisi delle prestazioni fornite e dei loro obiettivi, anche per categorie di committenti;*
 - 2. identificazione di protocolli standard per l'esecuzione delle singole misure e definizione di procedure di calibrazione per ogni classe di misure;*
 - 3. attivazione di una linea di controllo delle procedure di cui sopra (Quality Assurance);*
 - 4. determinazione delle fasi di ogni prestazione, stabilendo i contributi delle varie figure ed i rispettivi limiti di responsabilità;*
 - 5. analisi dei costi di ogni singola prestazione e confronto tra le varie Sezioni di fisica al fine di poter stabilire degli standard ragionevoli e raggiungibili;*
 - 6. analisi delle procedure di archiviazione;*
 - 7. ricerca di indici di qualità del laboratorio, oltre a quanto previsto ai punti 2 e 3, con riferimento al DLgs n. 120 del 27.1.92 e dalle Direttive CEE/CENELEC del settembre 1989;*
 - 8. ricerca di qualità complessiva dell'attività svolta, con riferimento al punto di vista del committente ed all'analisi dei costi di cui al punto 5.*
-

Fig. 2. Struttura organizzativa

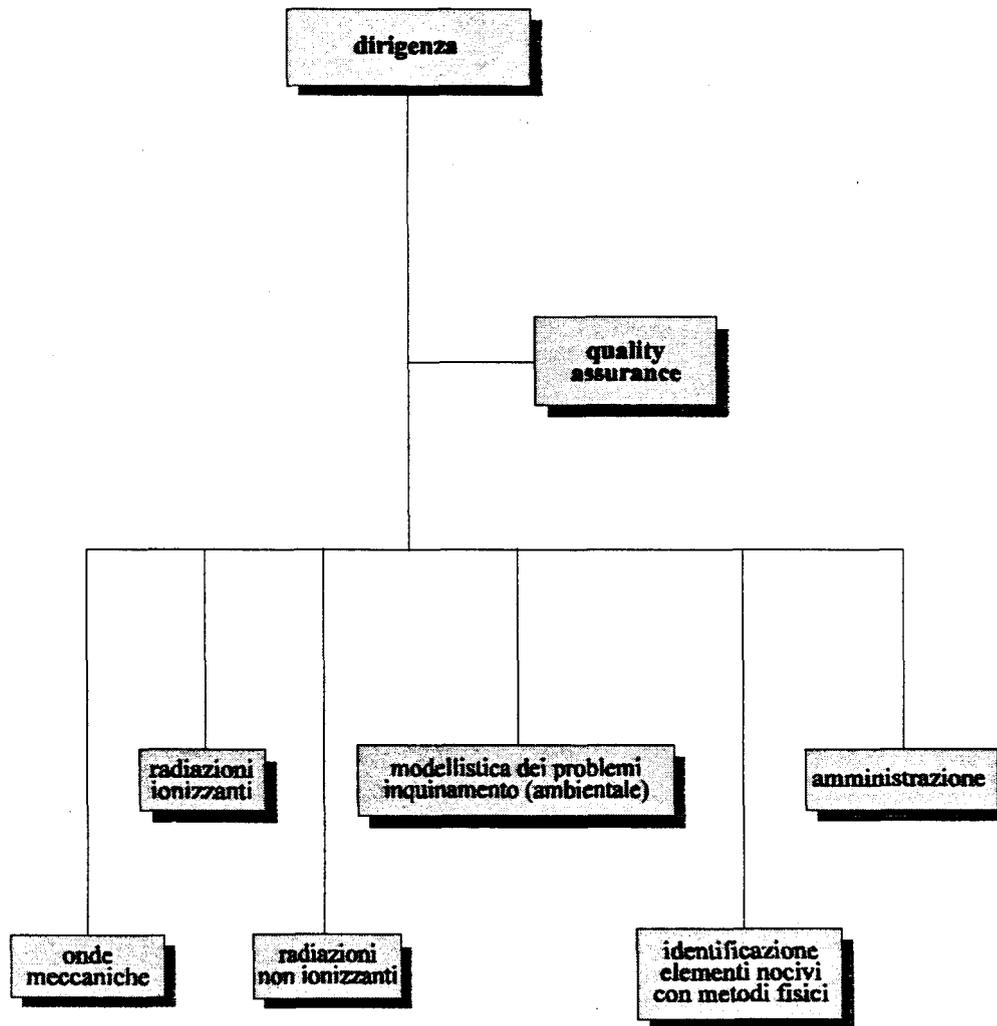


Fig. 3. Flusso di attivazione

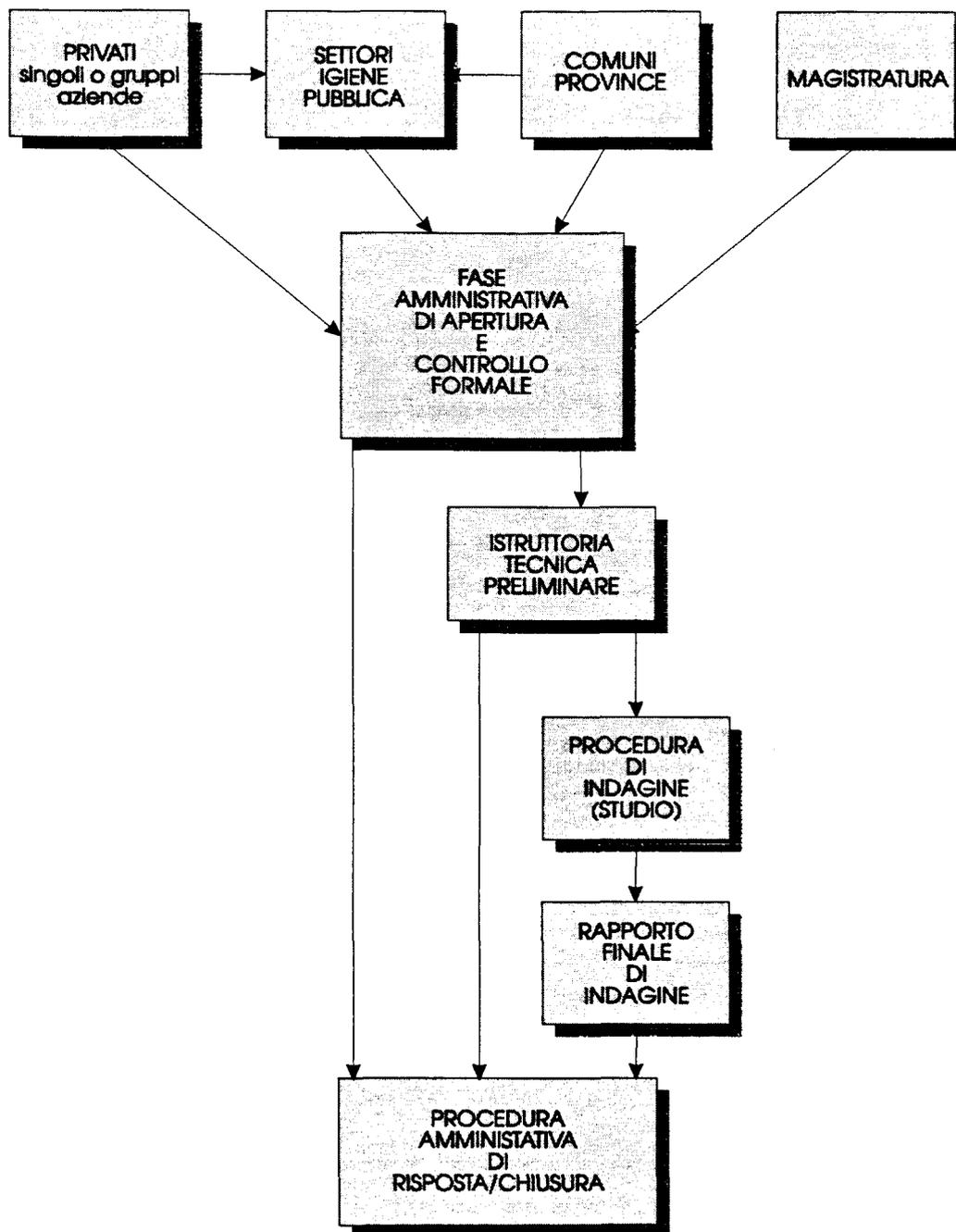


Fig. 4. Procedura in laboratorio

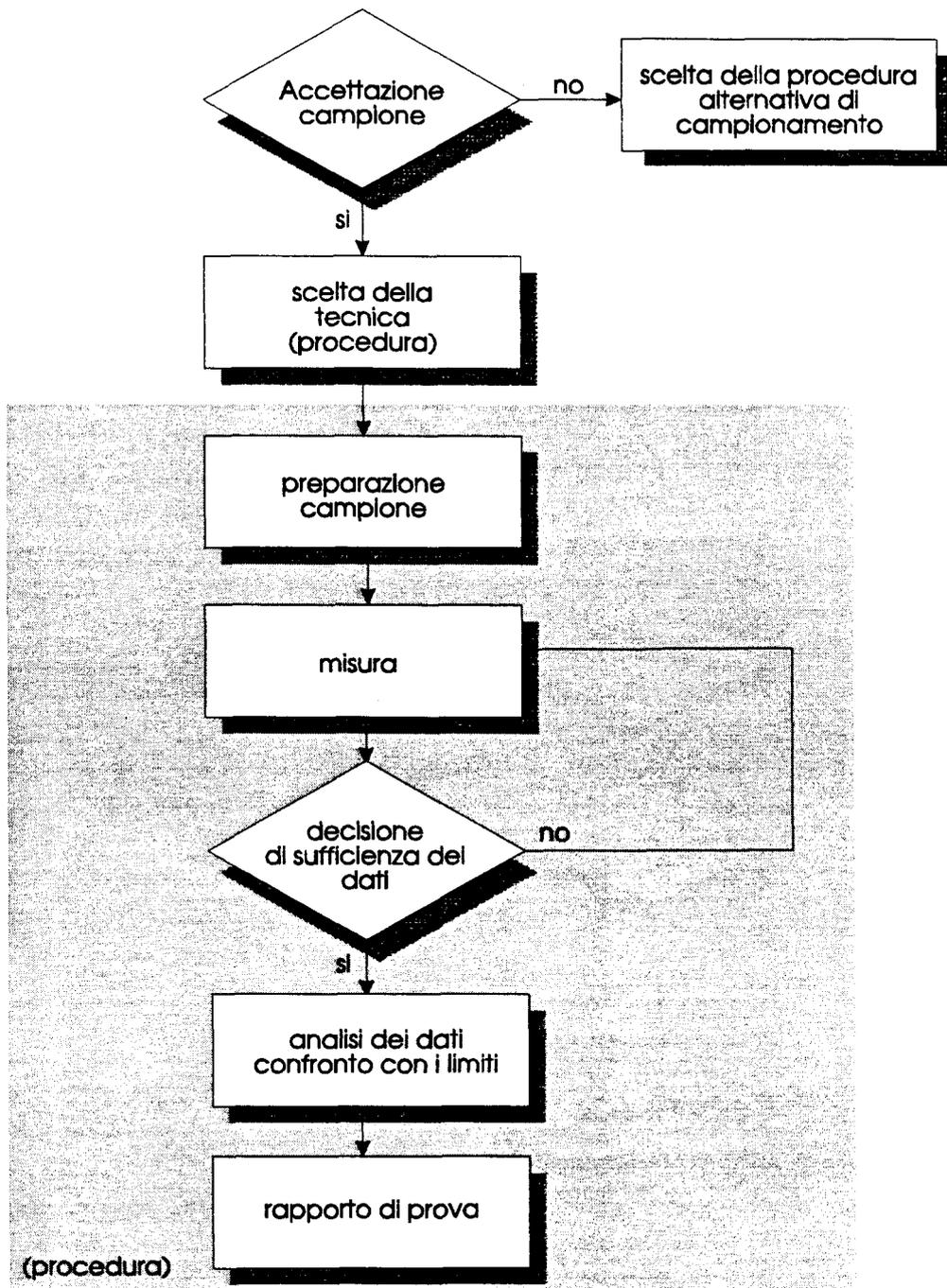
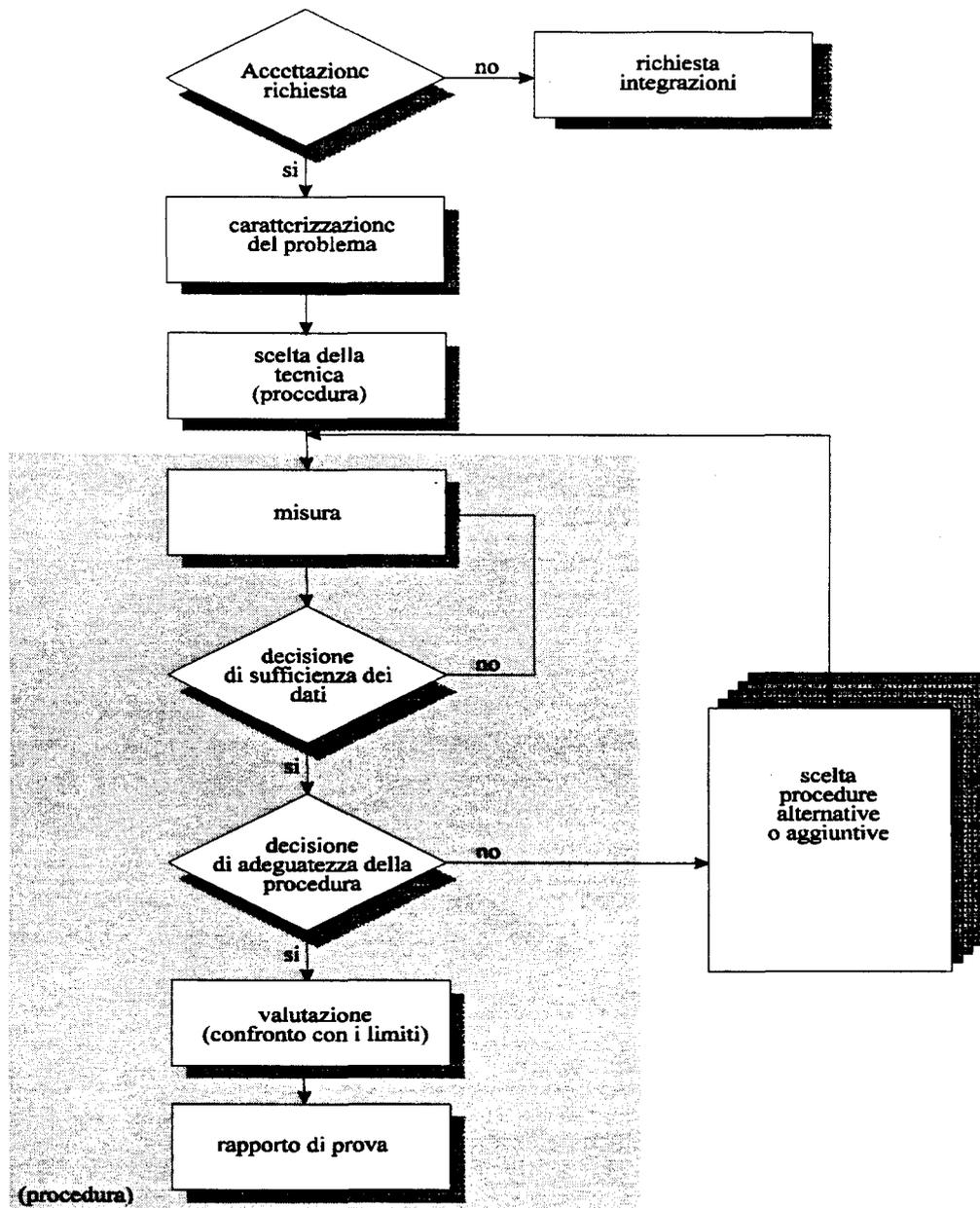


Fig. 5. Procedura sul campo



CONFRONTO TRA DIFFERENTI TECNICHE DI MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI RADON IN ARIA IN UN'AREA VULCANICA DELL'UMBRIA

R. Borio^(2,3), R. Cicioni^(1,3), N. Forini^(2,3), A. Rongoni^(1,3), P. Sabatini^(1,3), A. P. Meschini⁽¹⁾

(1) Centro regionale di riferimento per il rilevamento della radioattività ambientale

(2) Servizio di fisica sanitaria - Università degli Studi di Perugia

(3) Istituto nazionale di fisica nucleare - Sezione di Perugia

1. INTRODUZIONE

E' noto che il sistema ottimale per la misura della concentrazione di radon indoors, è costituito da rivelatori passivi a tracce nucleari (SSNTD) opportunamente confezionati, soprattutto perché, essendo privi di *fading*, permettono di effettuare misure integrate su tempi lunghi. Essi forniscono, perciò, un risultato che rappresenta un valore medio significativo della concentrazione di radon in aria, dato che esso tiene intrinsecamente conto delle fluttuazioni che la concentrazione stessa può subire nel tempo (es. stagionali, dovute alle abitudini di vita, etc). Altre tecniche quali WLM e fiasche di Lucas o che integrano su brevi periodi di tempo, quali i canestri a carbone attivo, danno invece informazioni limitate proprio a causa della breve durata della misura (da qualche minuto a qualche giorno).

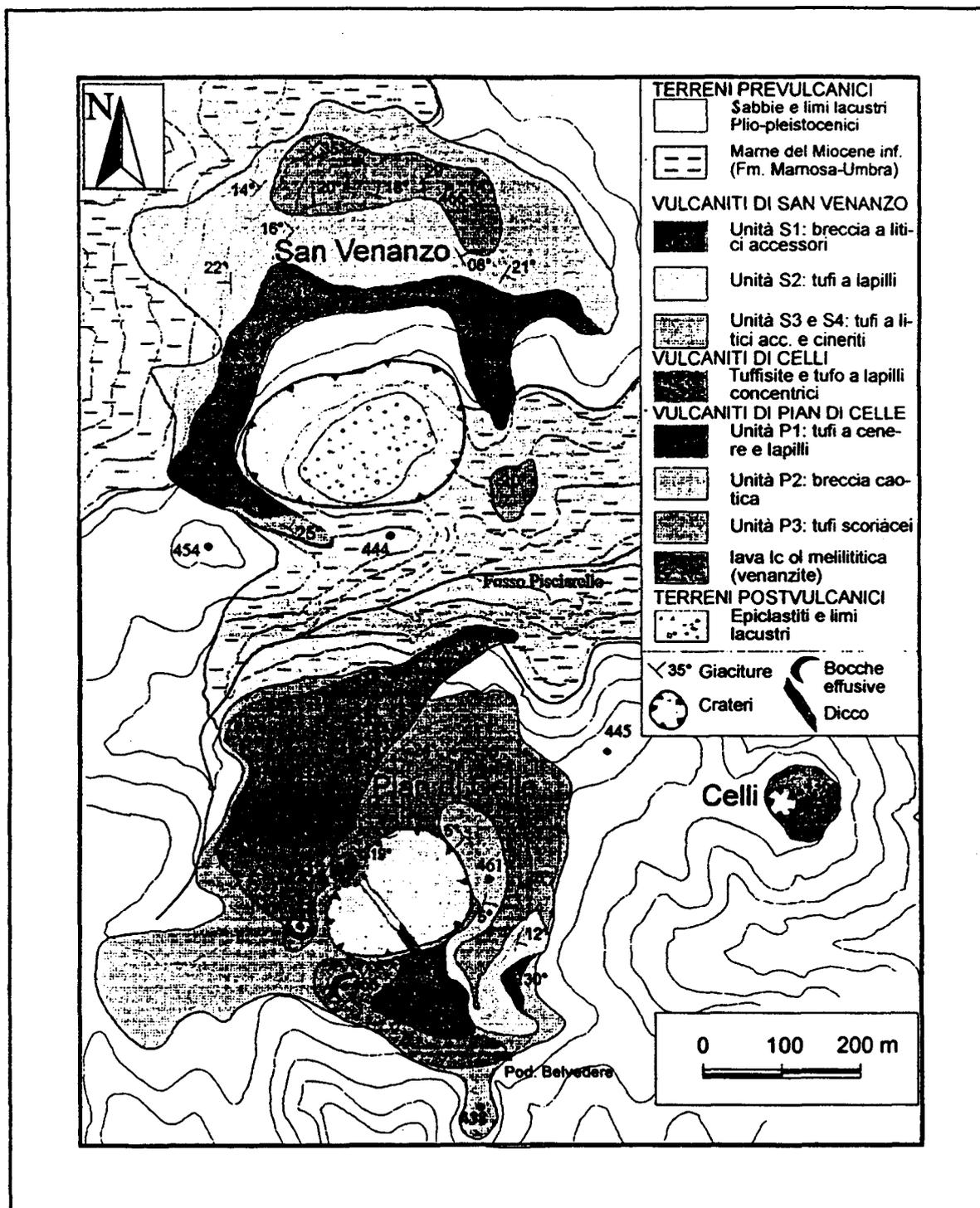
Ovviamente entro i limiti di validità dei risultati delle differenti tecniche di misura sopra citate, si è cercato, in questo lavoro, di mettere a confronto i risultati delle misure in luoghi in cui la concentrazione di radon fosse sufficientemente elevata (in modo da diminuire al massimo l'incertezza sulla misura) e potesse ragionevolmente essere ritenuta costante nel tempo.

Si è dunque scelta una zona dell'Umbria, S. Venanzo, che per le sue caratteristiche geologiche si prestava molto bene allo scopo sopra esposto. Oltre a questo, i locali in cui sono state condotte le misure sono stati selezionati in modo tale da poter valutare il contributo relativo delle caratteristiche geologiche del basamento e dei materiali da costruzione sulla concentrazione di radon in aria in ambienti confinati.

2. NOTE GEOLOGICHE DEL SITO

Le manifestazioni vulcaniche dell'area di San Venanzo vanno inquadrare nell'ambito del vulcanismo alcalino-potassico dell'Italia centrale che si è sviluppato dall'alto Lazio fino alla regione vesuviana. Le vulcaniti di San Venanzo sono state emesse da tre centri locali che hanno costruito piccoli anelli asimmetrici di tufo associati a colate laviche e intrusioni sub-vulcaniche. Tali edifici vulcanici sono: San Venanzo, a nord, su cui è costruita l'omonima cittadina; Pian di Celle, meno di un chilometro a sud del precedente, e Celli, circa 500 metri a est di Pian di Celle (fig. 1.a e 1.b).

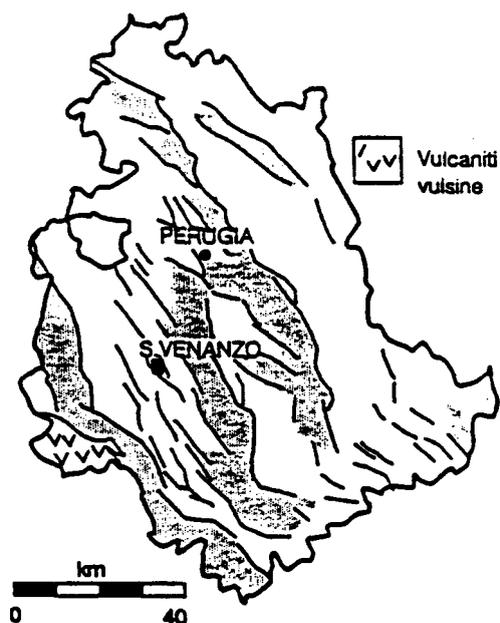
Fig. 1a. Carta geologica relativa alla zona di S. Venanzo



Le morfologie vulcaniche sono perfettamente conservate anche in relazione alla giovane età dei depositi, risalenti a circa 265.000 anni fa.

Il basamento su cui poggiano i prodotti vulcanici (lava, tufo, breccie piroclastiche) è costituito da depositi sedimentari di limi, sabbie, conglomerati (Villafranchiano) e marne (Marnosa Umbra).

Fig. 1b. Ubicazione di S. Venanzo



3. MISURE EFFETTUATE

Nel 1993-94 (periodo suddiviso in tre quadrimestri), sono state eseguite misure di concentrazione di radon indoor in un campione di 77 locali, di cui: 15 cantine sotterranee (scavate nella roccia vulcanica dai 5 m ai 7 m di profondità), 28 piani terra, 26 primi piani e 8 secondi piani.

La situazione risultante dalle misure effettuate con rivelatori a tracce nucleari (SSNTD) può essere, globalmente, illustrata dalle figure 2.a e 2.b.

In alcuni luoghi nei quali era ragionevole considerare costante la concentrazione di radon, almeno all'interno di ciascun quadrimestre (in particolare, ovviamente, nelle cantine costantemente chiuse, e nelle quali temperatura e umidità relativa sono variate nell'arco di un anno da 17 °C a 20 °C e dall'80% al 92% rispettivamente) si è deciso di testare tutte le tecniche a nostra disposizione (SSNTD, WLM, fiasche di Lucas e canestri a carbone attivo), per verificarne rispondenza e correttezza, pur nell'ambito della specifica validità di ciascuna di esse a rappresentare il valore medio di concentrazione di radon.

Fig. 2a. Abitazioni costruite in tufo su basamento vulcanico

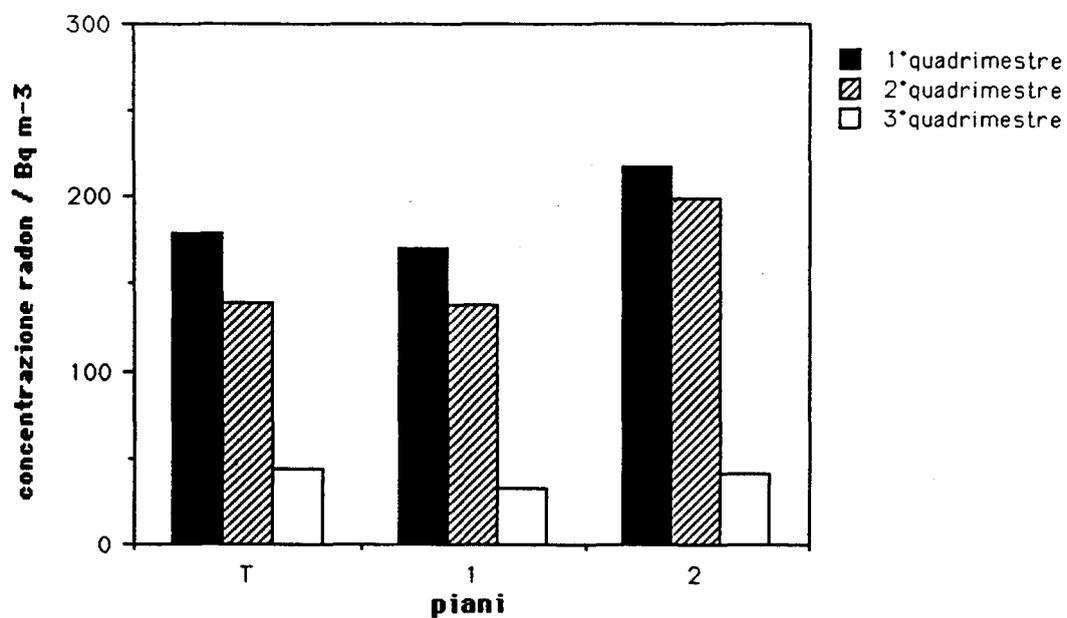
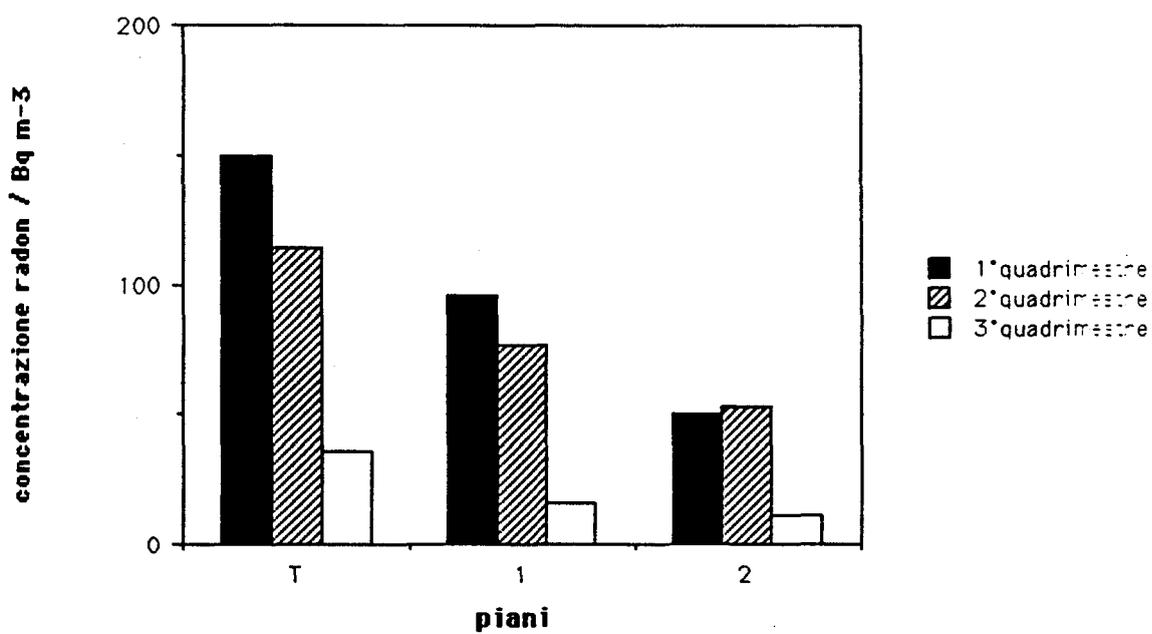


Fig. 2b. Abitazioni costruite con altro materiale su basamento vulcanico



4. RISULTATI OTTENUTI

In un intervallo di concentrazione di radon compreso tra 50 Bq m^{-3} e 300 Bq m^{-3} i risultati ottenuti con i rivelatori a tracce sono in buon accordo con quelli dei canestri a carbone attivo (fig. 3).

Ciò consente di dire che i canestri a carbone attivo rappresentano un'ottima tecnica di screening (mappatura rapida di un'area geografica), per lo meno quando l'umidità non sia troppo elevata (non superiore, al 60% circa). Ovviamente, trattandosi di una tecnica relativamente rapida, la misura è rappresentativa della situazione nell'intervallo di esposizione (48 ore).

Le misure di concentrazione di radon effettuate con il WLM non hanno fornito risultati incoraggianti, "in primis" poiché ripetendo più volte lo stesso ciclo di misura nello stesso locale i risultati differivano tra loro anche di un ordine di grandezza, inoltre, come prevedibile, i risultati non sono correlabili con quelli ottenuti con i rivelatori a tracce, nemmeno nelle condizioni di concentrazioni di radon elevate e costanti (fig. 4a).

Va oltretutto sottolineato che il limite di rivelazione del WLM utilizzato (determinato per il nostro strumento in 30 pCi l^{-1} equivalenti a circa $1,1 \text{ kBq m}^{-3}$) i valori ottenuti non sono significativi e pertanto in nessun modo correlabili con le misure effettuate con i rivelatori a tracce (fig. 4b).

Fig. 3. Confronto tra rivelatori a tracce e canestri

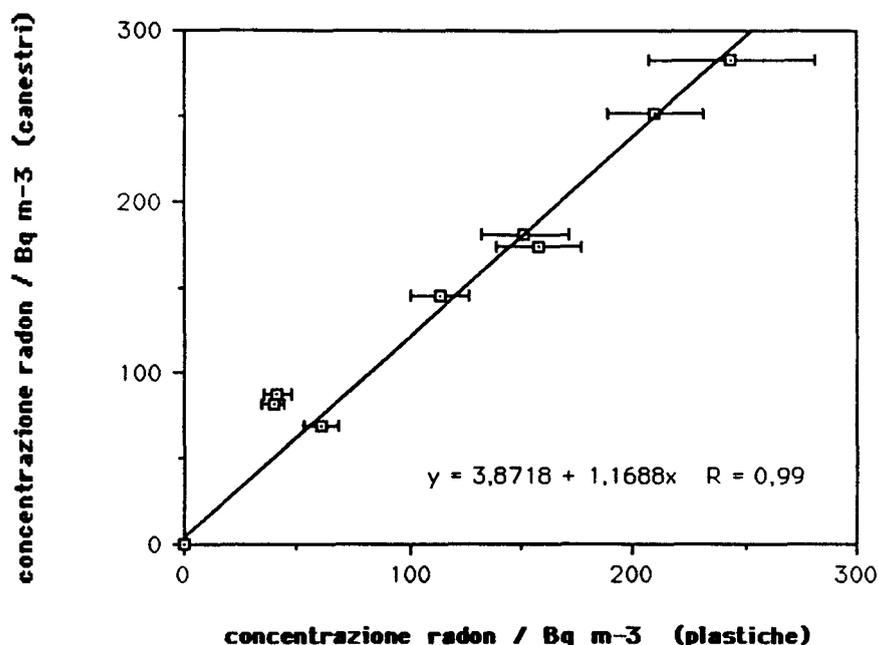


Fig. 4a. Confronto tra rivelatori a tracce e WLM (alte concentrazioni)

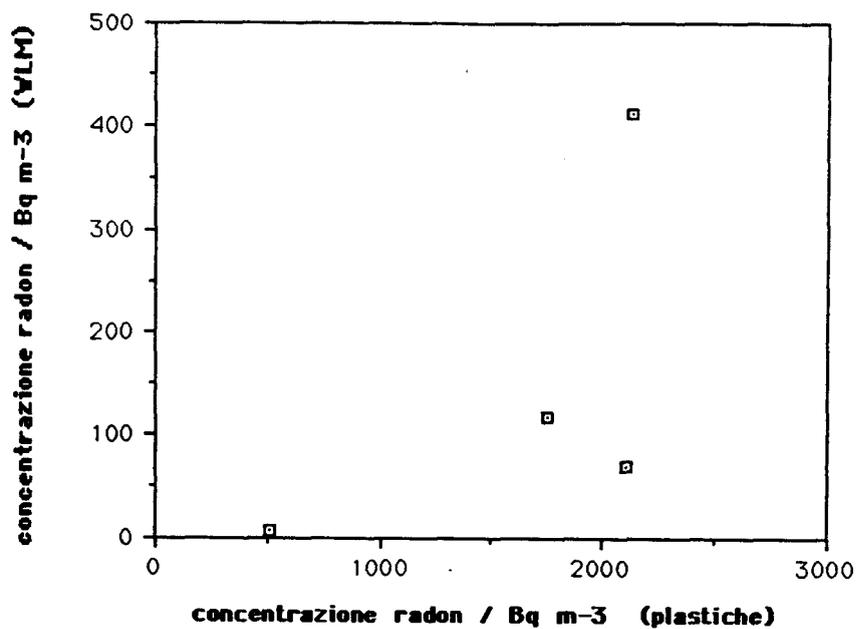
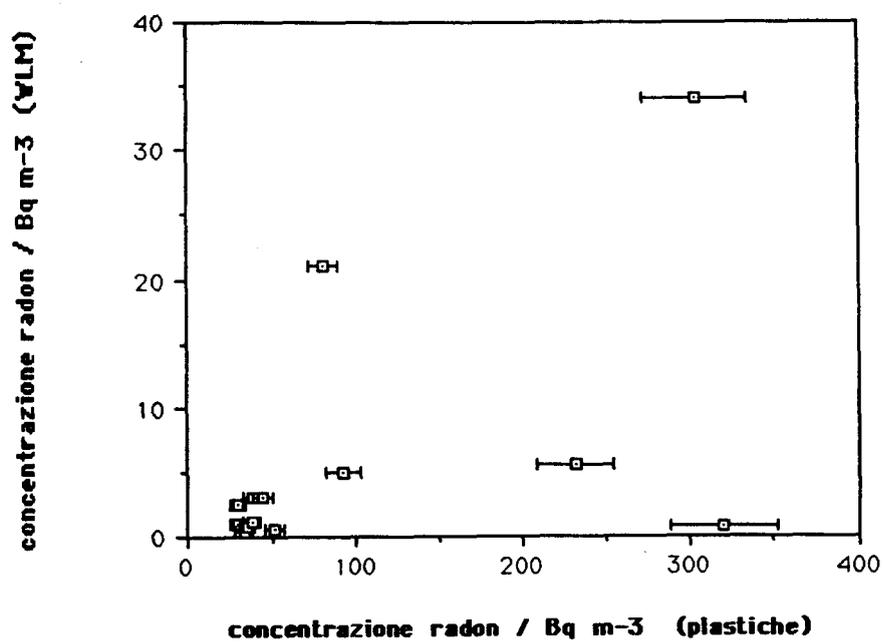


Fig. 4b. Confronto tra rivelatori a tracce e WLM. (basse concentrazioni)



I dati relativi alle misure condotte in alcune abitazioni (bassa concentrazione di radon) sono mostrati in figura 5b nella quale è evidenziabile la difficoltà di correlare le misure effettuate con i SSNTD e quelle realizzate con le fiasche di Lucas, l'ordine di grandezza dei valori misurati è però risultato lo stesso. Le discrepanze sono presumibilmente da attribuire alla fluttuazione di concentrazione di radon in aria (il cui studio non è ancora concluso) dato che la tecnica delle fiasche è istantanea.

Nei sotterranei, dove la concentrazione di radon in aria può ragionevolmente ritenersi costante, si è osservata (fig. 5a) una buona correlazione lineare tra le misure effettuate con le due tecniche testé citate, peraltro non c'è corrispondenza tra valori ottenuti: essi infatti differiscono di un ordine di grandezza (le fiasche forniscono i valori più elevati).

Ciò fa presupporre un effetto di saturazione dei rivelatori a tracce nucleari nei casi in cui la concentrazione di radon sia elevata.

La figura 6a evidenzia l'effetto di saturazione relativo alla risposta dei rivelatori a tracce LR-115. La curva riportata è stata ottenuta esponendo i dosimetri in uno dei sotterranei selezionati ritirando i dosimetri ogni due giorni (le misure sono tuttora in corso, il valore a 150 giorni è quello misurato nel quadrimestre autunnale). I risultati giustificano la differenza tra i valori ottenuti con le plastiche e quelli con le fiasche, per alte concentrazioni di radon in aria (fig. 5a).

La figura 6b mostra la retta di regressione ottenuta linearizzando la funzione di saturazione che è del tipo $y=A(1-e^{-wt})$.

Fig. 5a. Confronto tra rivelatori a tracce e fiasche/Bq m⁻³ (alte concentrazioni)

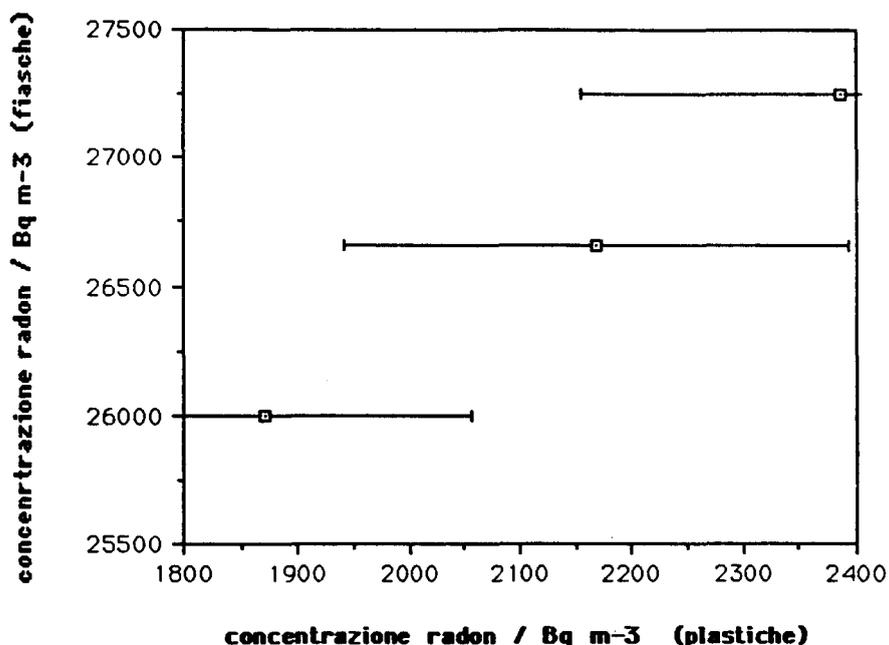


Fig. 5b. Confronto tra rivelatori a tracce e fiasche (basse concentrazioni)

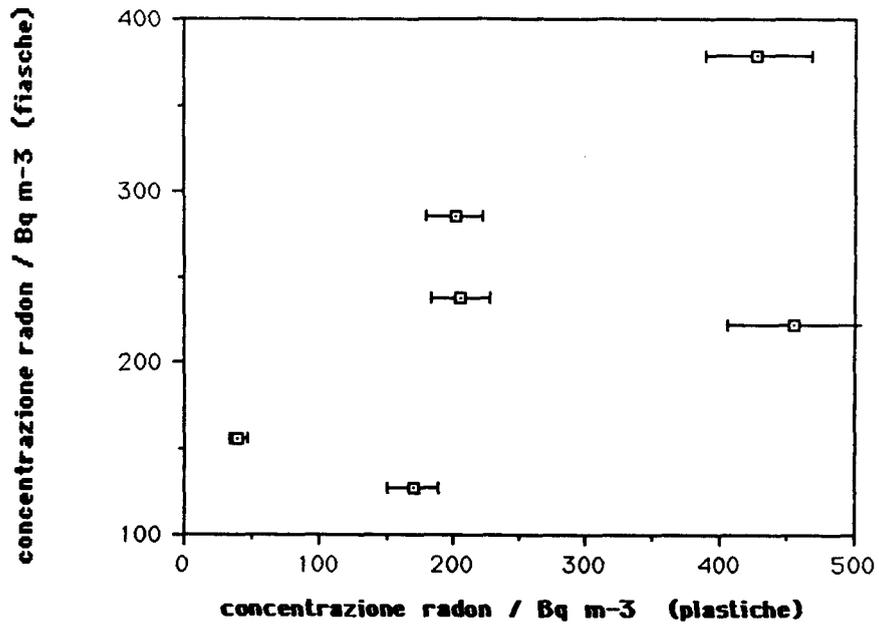
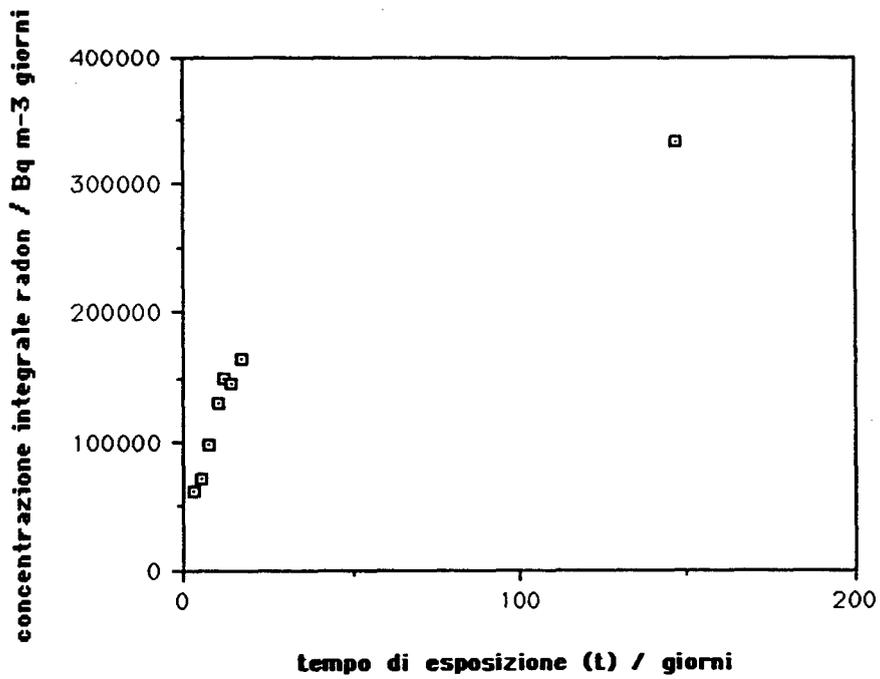


Fig. 6a. Curva di saturazione dei rivelatori a tracce



I valori dei parametri A e w sono stati ricavati col metodo dei minimi quadrati: $w = 0,0193 \text{ giorni}^{-1}$, $A = 350 \text{ kBq m}^{-3} \text{ giorni}$.

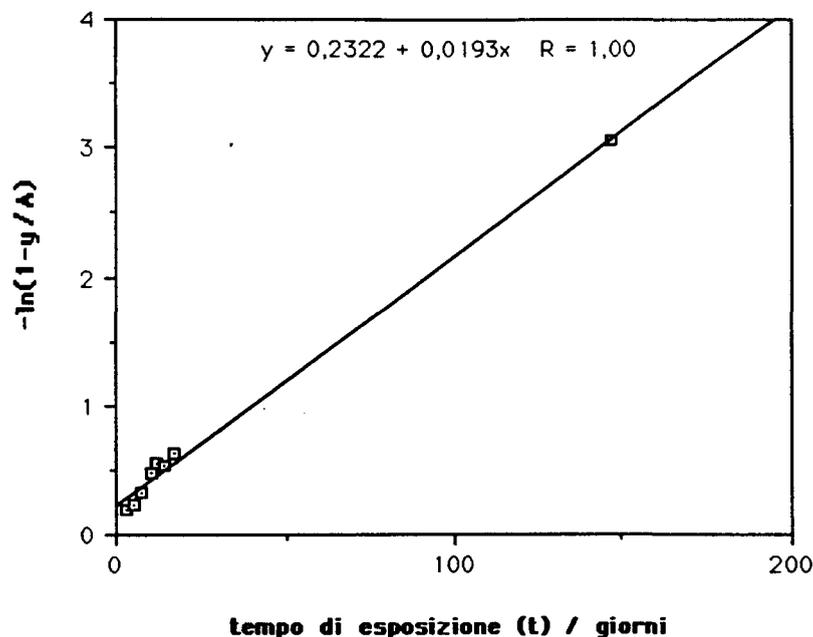
Tutto ciò permette, oltreché di stabilire con una sola misura con tecniche "pronte" la durata ottimale di esposizione dei SSNTD, anche di "correggere" valori già ottenuti con i rivelatori a tracce nucleari quando siano stati adottati tempi di misura troppo lunghi in luoghi ad elevata concentrazione di radon.

5. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti hanno mostrato:

- una saturazione dei rivelatori a tracce nucleari LR-115;
- una buona corrispondenza tra canestri e rivelatori a tracce nucleari per basse concentrazioni di radon (in condizioni di umidità non eccessiva), ciò permette di utilizzare tale tecnica negli screening;
- una relazione lineare per alte concentrazioni di radon tra fiasche e rivelatori a tracce nucleari, ma non una corrispondenza di valori peraltro ricavabile applicando un fattore di correzione calcolato a partire dalla curva di saturazione delle plastiche;
- i valori forniti dal WLM a basse concentrazioni non sono correlabili con quelli ottenuti con altre tecniche di misura, ciò è giustificabile, oltre che dalla inaffidabilità dello strumento, dal fatto che il limite di rivelazione del WLM usato è stato da noi calcolato in 30 pCi l^{-1} ($1,1 \text{ kBq m}^{-3}$) con un errore pari all'11%.

Fig. 6b. Retta di regressione con $y = A (1 - \exp^{-wt})$



L'ATTIVITÀ DELLA SEZIONE RADIOPROTEZIONE DELLA IV UNITA' OPERATIVA DEL PMIP DI MILANO

Piero Badalamenti, Liliana Baratto, David Baro, Giovan Battista Baiocchi, Maurizio Forte, Giuseppe Gian/orma, Silvia Maltese, Carlo Margini, Rosetta Rusconi, Giuseppe Sgarbati

1. INTRODUZIONE

La Regione Lombardia individua nei PMIP di Bergamo, Cremona e Milano le strutture di riferimento territoriali per il controllo della radioattività ambientale; il PMIP di Milano ha competenza diretta sul territorio delle province di Como, Milano e Varese. La funzione di coordinamento delle attività dei tre Laboratori viene assolta dalla Regione attraverso l'Assessorato alla sanità, che svolge inoltre la funzione di tramite per i rapporti con gli Enti centrali - Ministero della sanità ed ENEA-DISP.

D PMIP di Milano è stato individuato dal Ministero della sanità, su indicazione della Regione Lombardia, come Centro di riferimento regionale. Ciò comporta, fra l'altro, la partecipazione diretta alla pianificazione ed alla gestione delle attività relative alla rete nazionale di monitoraggio della radioattività ambientale. Vengono mantenuti contatti di collaborazione con le USSL del territorio di competenza per la pianificazione e la realizzazione di attività di monitoraggio inerenti a specifiche esigenze. Si mantengono attive reti di monitoraggio per l'approfondimento di tematiche radioecologiche e radioprotezionistiche. La Sezione radioprotezione svolge inoltre attività di emergenza legate al piano di pronta disponibilità per gli interventi sul territorio del PMIP di Milano.

2. ASSICURAZIONE E CONTROLLO DI QUALITÀ

Le procedure analitiche e la strumentazione impiegata per l'esecuzione delle determinazioni radiometriche sono sottoposte a rigide procedure di verifica e controllo qualità.

Il laboratorio partecipa periodicamente alle prove di intercalibrazione e interconfronto promosso a livello nazionale da ENEA ed a livello internazionale dall'Organizzazione mondiale della sanità. I confronti più recenti hanno avuto per oggetto le determinazioni analitiche di beta emettitori in soluzione acquosa e di gamma emettitori in matrice solida.

Il laboratorio ha partecipato inoltre a prove di interconfronto sulle metodiche di misura della concentrazione di radon e sulla dosimetria a termoluminescenza. I risultati positivi conseguiti garantiscono la correttezza delle determinazioni radiometriche condotte nei diversi campi. Le prestazioni della strumentazione sono verificate mensilmente mediante protocolli di controllo interni. A tale scopo si fa uso di standard di qualità appositamente acquisiti.

3. IL MONITORAGGIO DEL PARTICOLATO ATMOSFERICO

La rilevazione in atmosfera di radionuclidi artificiali costituisce spesso il primo segnale dell'esistenza di un fenomeno di contaminazione ambientale. Per tale motivo il monitoraggio radiometrico ad alta sensibilità del particolato atmosferico riveste particolare importanza. Tale tipo di sorveglianza viene quotidianamente effettuata presso la nostra struttura per 365 giorni l'anno a partire dal gennaio 1988.

Il sistema di campionamento è costituito da un elettroaspiratore ad alto volume che consente la raccolta giornaliera del particolato atmosferico contenuto in circa 2500 m³ d'aria su filtro in fibra di vetro di 20,3 x 25,4 cm con efficienza DOP del 99/97% (fig. 1). La determinazione radiometrica viene effettuata mediante spettrometria gamma ad alta risoluzione sul campione giornaliero, sul campione integrato settimanale e mensile. La sensibilità raggiunta per alcuni radionuclidi di origine artificiale è mediamente pari a:

	I-131 Bq/m ³	Cs-137 Bq/m ³
Determinazioni giornaliere	1-E-4	1-E-4
Camp. Composto settimanale	1-E-6	1-E-5
Camp. composto mensile	1-E-7	1-E-5

4. IL MONITORAGGIO DELLE RICADUTE UMIDE E SECCHIE

Il campionamento viene effettuato dal gennaio 1987 raccogliendo mensilmente in quattro vasche di acciaio le ricadute umide e secche relative ad una superficie di circa 2 mq. Il campione viene trasferito in continuo a un sistema di evaporazione ed il residuo secco è analizzato mediante spettrometria gamma ad alta risoluzione (fig. 1).

Da circa un anno è stato allestito, in parallelo al metodo tradizionale, un dispositivo di filtri e colonne a scambio ionico collegate a due delle quattro vasche disponibili simile a quello in uso presso il JCR di Ispra; in tal modo viene effettuata la captazione in continuo delle specie ioniche presenti nelle ricadute atmosferiche.

Con cadenza mensile si procede alla eluizione separata di cationi ed anioni seguita dalla determinazione radiometrica su campioni liquidi. Dopo avere ottimizzato il sistema di filtrazione, il tipo e la quantità di resine, la velocità di percolamento, si sono ottenuti risultati compatibili con le determinazioni effettuate sull'evaporato, sia pure con sensibilità minori dovute alla differente geometria di analisi; questo secondo metodo ha il vantaggio di fornire un campione già in soluzione che può essere direttamente utilizzato, se necessario, per la separazione di alfa e beta emettitori.

5. IL MONITORAGGIO DELLE MATRICI AMBIENTALI ED ALIMENTARI

Il Laboratorio di misure nucleari è dotato di 6 linee di spettrometria gamma con rivelatori HPGe, una linea di spettrometria gamma-X con rivelatore HPG e con finestra sottile, 3 linee di spettrometria alfa, 3 contatori beta totale, un contatore alfa totale, uno scintillatore liquido per determinazioni alfa e beta. D monitoraggio dei livelli di concentrazione di radionuclidi artificiali nelle principali matrici ambientali e alimentari mediante spettrometria gamma ad alta risoluzione è iniziato nel maggio 1986 e prosegue tutt'oggi (fig. 2,3).

6. INDAGINE RADIOMETRICA SULLA FAUNA ITTICA DEI LAGHI LARIO E CERESIO DELLA PROVINCIA DI COMO

E' stata determinata la radiocontaminazione di specie ittiche appartenenti a livelli trofici differenti e/o che abitualmente vivono in habitat diversi del multiforme ambiente lacustre: ad esempio le zone litorali, pelagiche e dei fondali.

I valori di radiocesio ottenuti in seguito alle campagne di misura hanno un duplice interesse:

- ?? dal punto di vista delle dosi pervenute alla popolazione attraverso il consumo alimentare del pesce d'acqua dolce;
- ?? dal punto di vista ambientale più generale dopo l'incidente di Chernobyl.

Le determinazioni radiometriche hanno permesso di vigilare sul rispetto dei limiti della contaminazione nei pesci destinati al consumo umano (fig. 3).

Si può concludere che viene confermato il fenomeno per il quale le specie ittiche aventi abitudini alimentari distinte all'interno dell'ecosistema, presentano livelli di accumulo e relative evoluzioni nel tempo della radiocontaminazione residua che sono caratteristici della loro posizione trofica (specie erbivore, specie carnivore). Inoltre, l'analisi dei risultati ottenuti ha permesso di evidenziare come le concentrazioni di radiocesio nelle diverse componenti dell'ecosistema siano influenzate dalle caratteristiche generali dei due laghi esaminati.

7. RADON INDOOR

L'attività svolta dal laboratorio consiste in campagne di misura delle concentrazioni di radon indoor sia per la determinazione dell'esposizione media della popolazione che per l'individuazione di aree ad alta concentrazione/ in particolare (fig. 4):

- ?? campagna nazionale sulla radioattività naturale nelle abitazioni (criterio di campionamento completamente casuale all'interno di più strati; misura media integrata di gas radon mediante due posizionamenti semestrali di rivelatori a tracce);

- ?? campagne locali per la determinazione della concentrazione media per tipologia abitativa e del suolo (misura media integrata su entrambi i semestri: rivelatori a tracce; misura integrata su due giorni: rivelatori a carbone attivo); territorio di Lodi, Bollano, Legnano;
- ?? misure in ambienti lavorativi in ottemperanza alla circolare regionale n. 103 / SAN del 18.04.91 (misura integrata su due giorni: rivelatori a carbone attivo; misura integrata su 4-6 mesi: rivelatori a tracce, nel caso di superamento di 200 Bq/m^3 nella misura a breve termine);
- ?? studi su abitazioni singole per approfondimento dei fenomeni di alta concentrazione nella prospettiva di azioni di risanamento (misure a lungo e breve termine, misure tramite tecniche attive);
- ?? studi su abitazioni identificate nel corso delle diverse campagne e con valori di concentrazione annuali superiori a 400 Bq/m^3 .

8. DETERMINAZIONE DEL RA-226 IN ACQUA

Viene utilizzato un metodo per la determinazione del Ra-226 nelle acque che si avvale della estrazione e della misura di Rn-222 all'equilibrio. La crescita del radon nel campione avviene in recipienti di vetro muniti di tappi ermetici in teflon con rubinetti collegati al sistema di estrazione. All'interno del recipiente è contenuto un filtro degasatore che diffonde aria all'interno del campione per estrarre il radon, convogliato poi in una cella di Lucas. La misura dei conteggi viene effettuata dopo un intervallo sufficiente al raggiungimento dell'equilibrio tra radon e figli a vita breve (210 min.) (fig. 5). Sebbene il campione non venga preconcentrato, si ottiene una sensibilità dell'ordine dei centesimi di Bq/l.

9. LA DOSIMETRIA A TERMOLUMINESCENZA

Sono state effettuate misure dell'intensità di esposizione della popolazione in ambiente domestico tramite posizionamento semestrale di dosimetri a termoluminescenza all'interno delle abitazioni.

Sono state condotte indagini di tipo (fig. 5):

- ?? su vasta area nell'ambito della campagna nazionale sulla radioattività naturale nelle abitazioni;
- ?? locale nell'ambito della campagna indoor effettuata sul territorio dell'USSL 56 (Lodi).

La dosimetria a termoluminescenza è utilizzata anche per il monitoraggio dei livelli di radiazione presenti in ambito urbano in prossimità di insediamenti che utilizzano sorgenti radioattive.

10. IL LABORATORIO DI RADIOCHIMICA

Metodo rapido per la determinazione di ^{90}Sr in matrici ambientali ed alimentari.

Nel corso di questi ultimi anni, considerevoli sforzi sono stati diretti all'elaborazione di metodi rapidi per la determinazione di ^{90}Sr . In alternativa alla laboriosa e delicata procedura tradizionale di isolamento dello stronzio tramite successive precipitazioni, è stato messo a punto presso laboratori europei ed americani un metodo di separazione basato sulla complessazione del metallo tramite un "etere corona" (fig. 5). Gli eteri corona sono molecole organiche in grado di legarsi selettivamente a cationi il cui raggio ionico è compatibile con le dimensioni della cavità dell'etere.

Presso il nostro laboratorio abbiamo verificato l'applicabilità delle metodiche proposte in letteratura alle matrici da noi normalmente analizzate procedendo successivamente alle necessarie modifiche. Risultati incoraggianti sono stati ottenuti con campioni di latte tracciato ed etere corona diterbutil-cicloesano 18-C-6 supportato su fase stazionaria solida. Questa procedura permette di determinare la quantità di stronzio in un giorno - un giorno e mezzo, con sensibilità di circa 0,1 Bq/l e poco impegno manuale (rendendo così possibile l'effettuazione di più analisi simultanee). Sono in corso ulteriori verifiche e raffinamenti delle procedure.

11. ATTIVITÀ DI VIGILANZA E ISPEZIONE

Notevole importanza riveste l'attività di vigilanza ed ispezione compiuta congiuntamente alle USSL competenti per territorio, nonché l'attività svolta in emergenza legata al piano di pronta disponibilità per gli interventi di radioprotezione sul territorio.

Gli interventi in campo, che implicano la determinazione di parametri come l'intensità di esposizione, contaminazione superficiale o la ricerca qualitativa di radionuclidi, vengono esplicati con l'utilizzo di idonea strumentazione portatile costituita da:

- misuratori di intensità di esposizione;
- misuratori di contaminazione superficiale alfa-beta-gamma;
- sonda per neutroni;
- spettrometro portatile con sonda a cristallo di NaI e sonda al germanio iperpuro.

Inoltre, per fronteggiare al meglio complesse situazioni di emergenza, la Sezione dispone di un mezzo mobile suddiviso in due aree: la prima adibita a zona di misura con una catena spettrometrica al germanio ad alta risoluzione, personal computer, stampante, la seconda area predisposta per la preparazione dei campioni e per il supporto logistico alle attività prestate in campo.

11.1. Il caso Rovello Porro

La continua attività di monitoraggio svolta sul territorio ha permesso la localizzazione di termini di sorgente di inquinamento radioattivo. Ricordiamo l'indagine svolta nel 1990 che, partendo dal riscontro di anomali valori del rapporto di attività Cs-134/Cs-137 (non compatibile con i rilasci radioattivi conseguenti l'incidente di Chernobyl) nei sedimenti del fiume Lambro, ha permesso di individuare la fonte di rilascio di Cs-137 in una fonderia sita nel comune di Rovello Porro (fig. 6). L'estensione dei controlli presso tutte le fonderie presenti sul territorio della Lombardia ha permesso di individuare altre due aziende site nel territorio del Bresciano nei cui impianti erano stati trattati inconsapevolmente rottami contaminati da Cs-137.

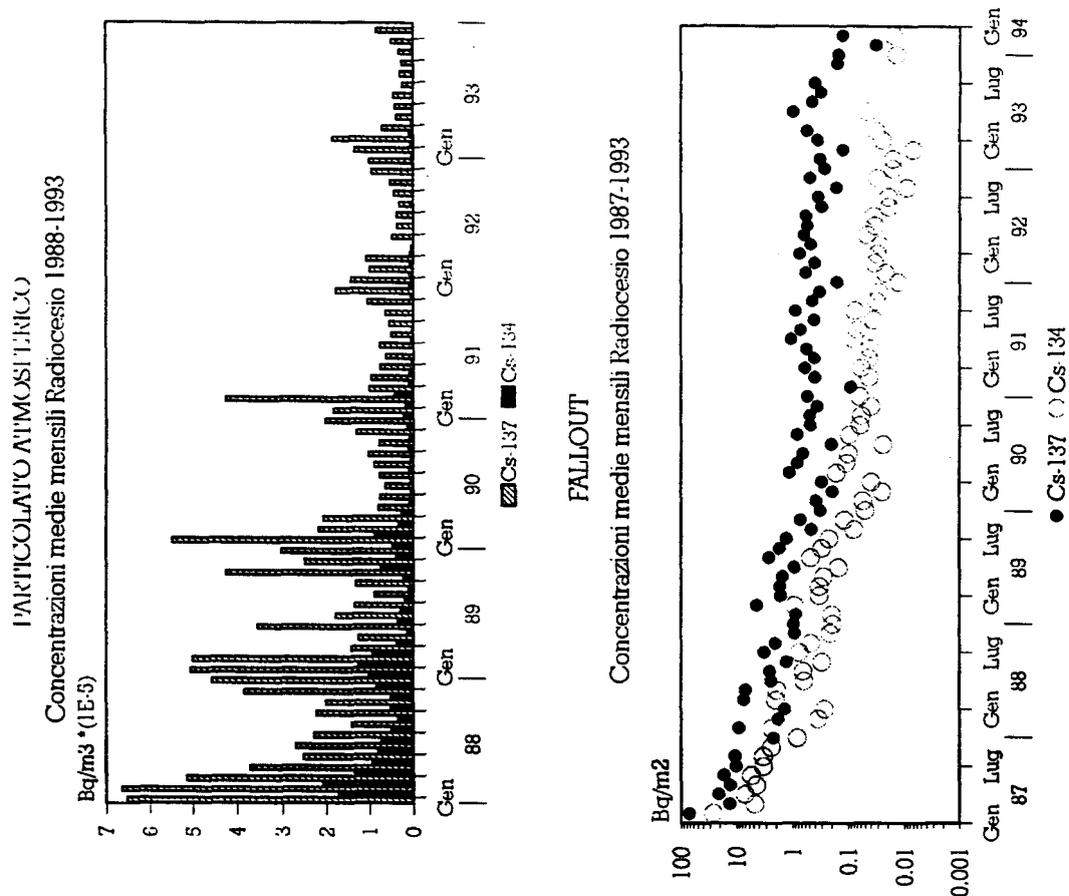
11.2. Rottami metallici

Nel corso dell'anno 1993, in seguito a segnalazioni riguardanti la possibile presenza di radiocontaminazione nei carichi di rottami metallici importati dai paesi dell'Est europeo, la Sezione radioprotezione, in collaborazione con i Presidi multizonali della Lombardia ha svolto attività di controllo presso alcuni scali merci della Lombardia ed il valico ferroviario del Brennero. Sono stati sottoposti a controllo radiometrico da tutte le squadre impegnate nei controlli 8981 carri ferroviari, di cui 63 risultati non accettabili e respinti al mittente (fig. 6).

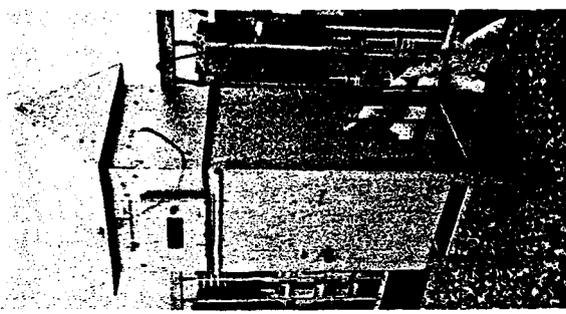
11.3. Rifiuti ospedalieri trattati

La presenza di I-131 in concentrazioni superiori alla minima attività rivelabile (valori dell'ordine di $1E^{-6}$ Bq/m³) in campioni settimanali di particolato atmosferico ha attivato una serie di indagini mirate alla ricerca del termine sorgente. E' stata avviata un'indagine presso gli inceneritori dell'area milanese dove abitualmente confluiscono rifiuti urbani ed ospedalieri; nel corso di uno di questi sopralluoghi è stata riscontrata la presenza di radiocontaminazione dovuta a I-131 e altri radionuclidi di uso ospedaliero. Dal 11/05/94 al 11/06/94 sono stati controllati presso gli inceneritori dell'area milanese 100.117 contenitori ROT; 95 di questi sono risultati radiocontaminati. Alcune delle situazioni riscontrate sono diventate oggetto di indagine da parte della Procura della Repubblica.

Fig. 1.



A lato:
campionatore per il
particolato atmosferico.



Sotto:
vasche di raccolta
ricadute umide e
seccate.

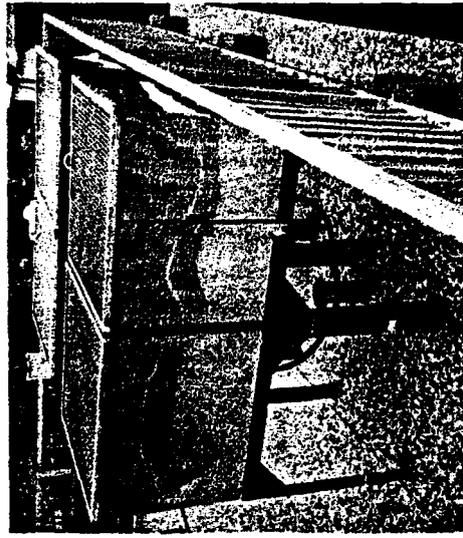
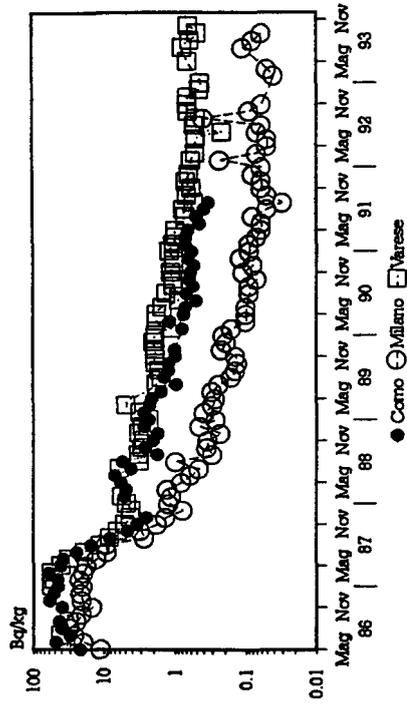
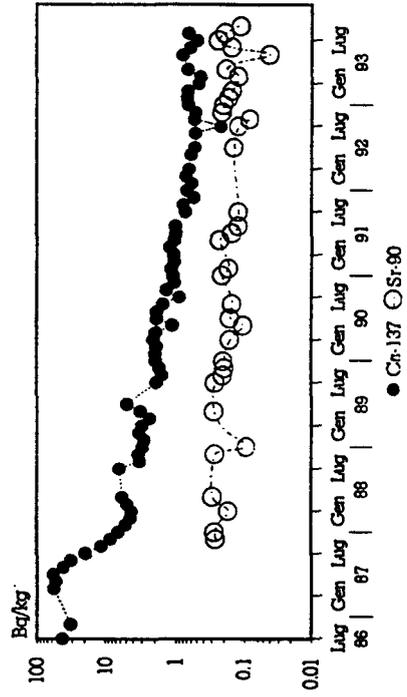


Fig.2.

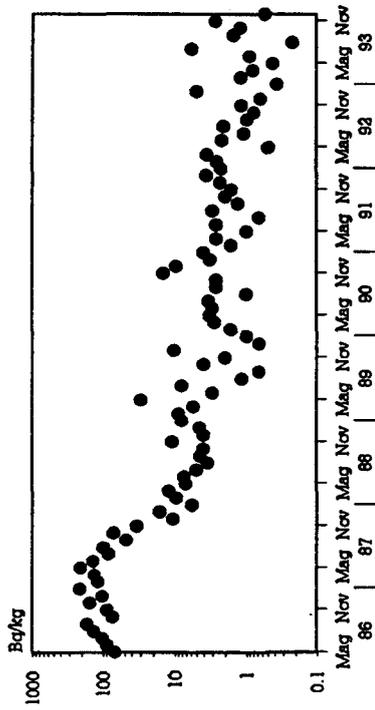
LATTE DI CENTRALE - COMO MILANO VARESE
Confronto andamento Cs-137



LATTE DI CENTRALE - VARESE
Valori medi mensili Cs-137 Sr-90



CARNE BOVINA
Valori medi mensili Cs137



LATTE DI CENTRALE - MILANO
Valori medi mensili Cs-137 Sr-90

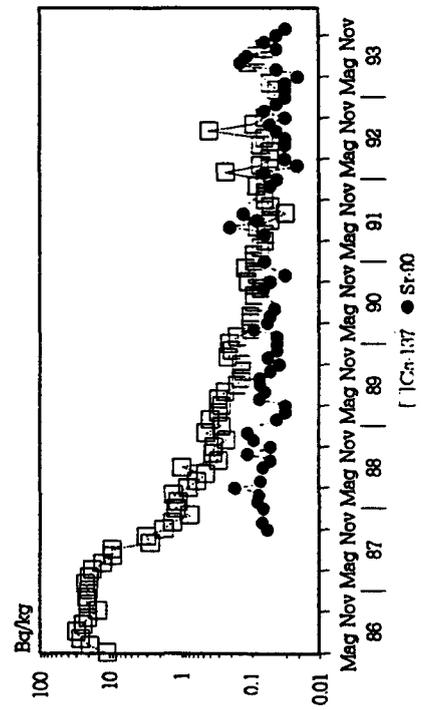
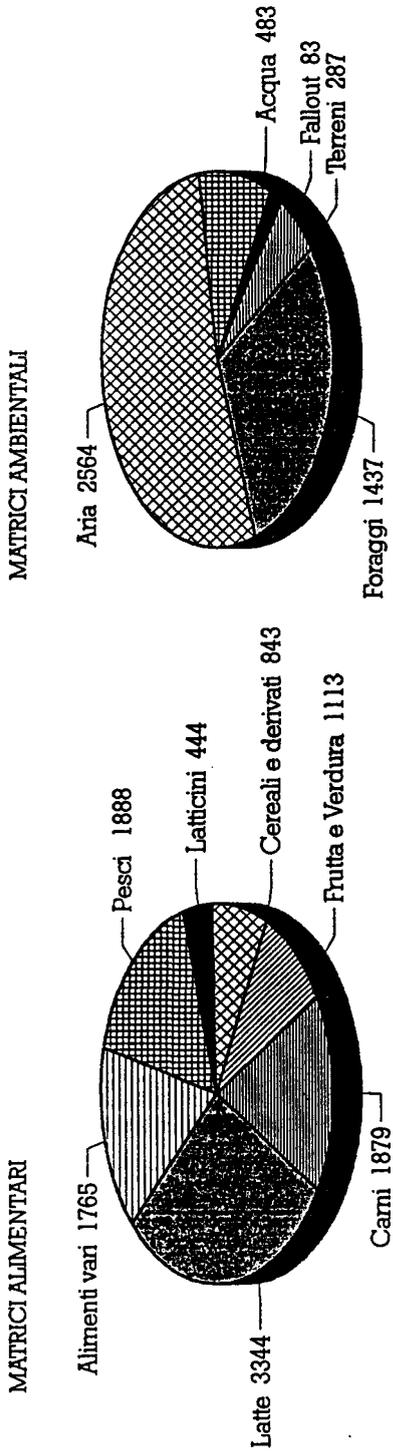
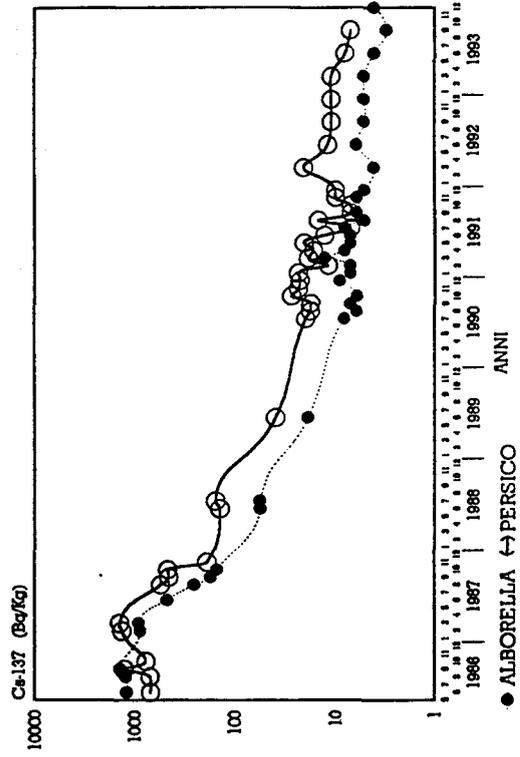


Fig. 3.



Cs 137 IN PESCI DEL LARIO
Alborella e Pesce Persico



Cs 137 IN PESCI DEL LARIO E CERESIO
Pesce Persico

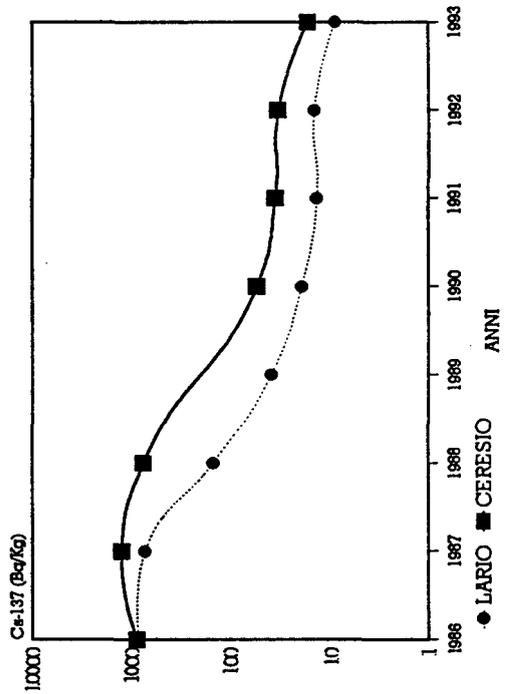


Fig.4.

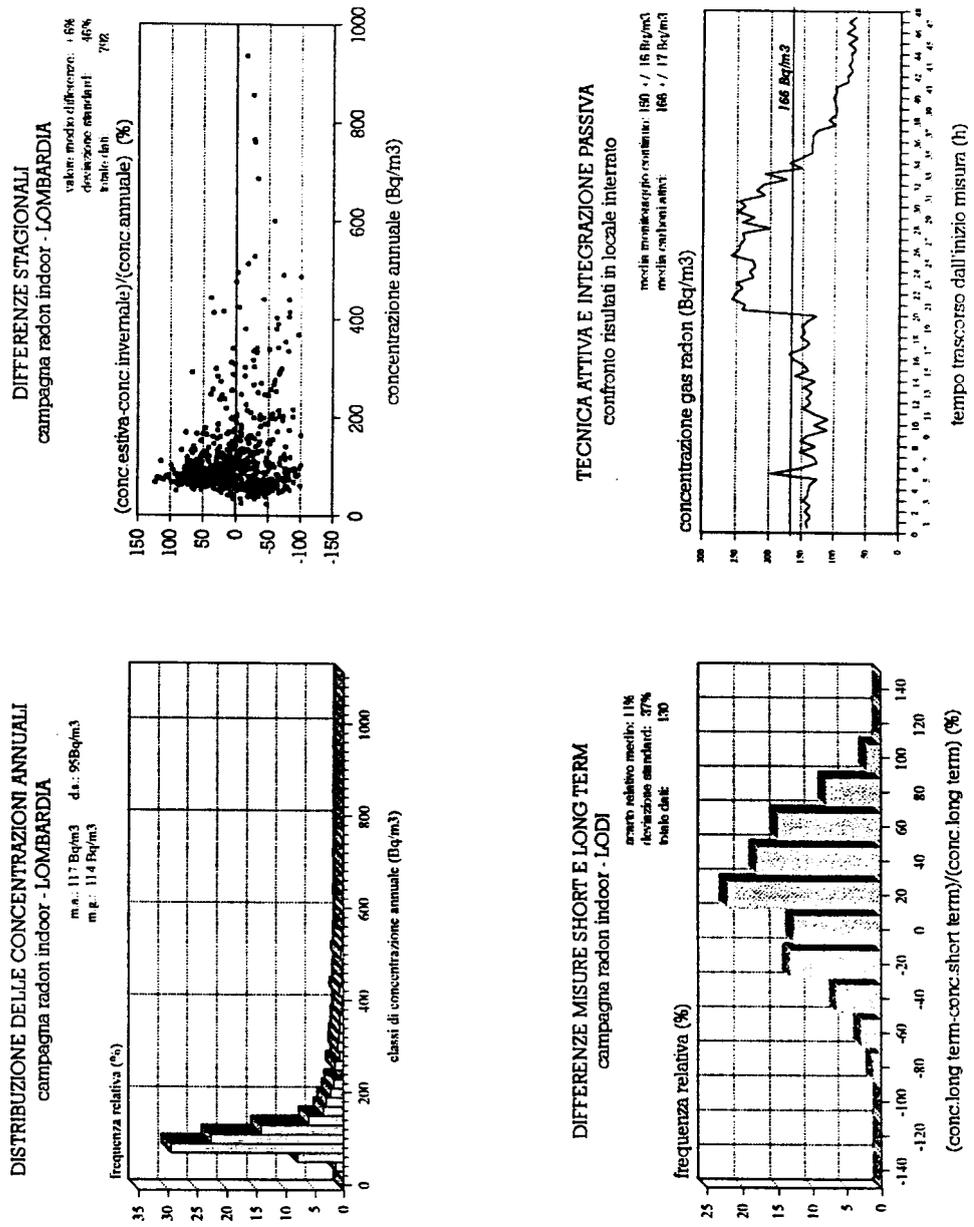
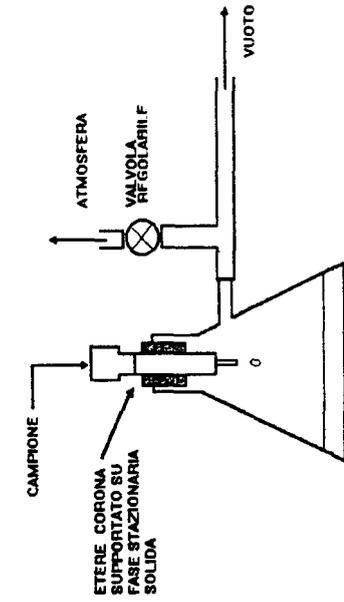
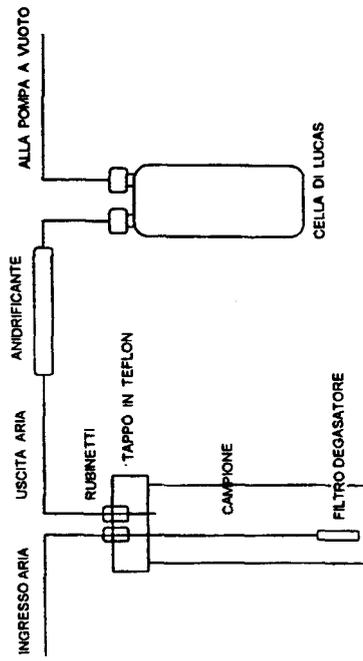


Fig.5.

**APPARATO PER L'ISOLAMENTO DELLO STRONZIO
MEDIANTE ETERE CORONA**



SISTEMA DI ESTRAZIONE RADON



DISTRIBUZIONE DELL'INTENSITA' DI DOSE GAMMA
Campagna Nazionale Radon e Gamma Indoor- Lombardia

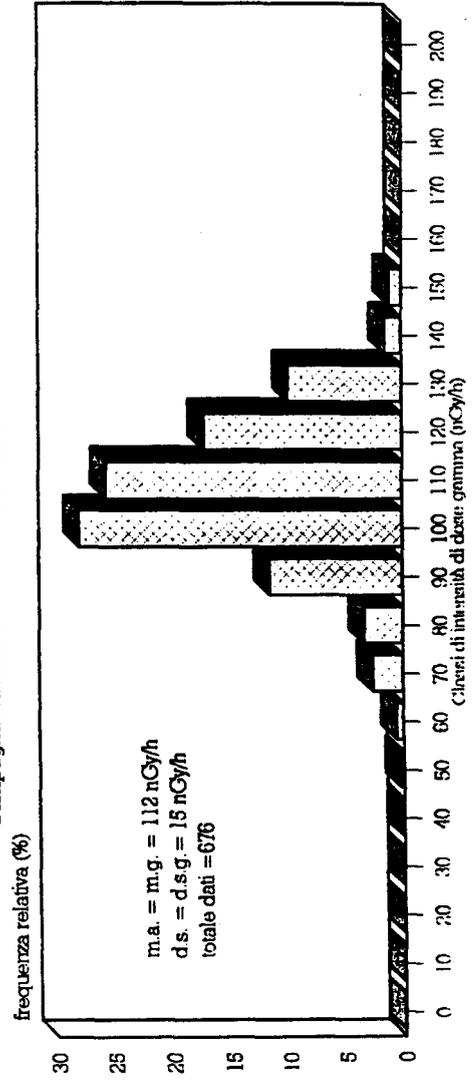
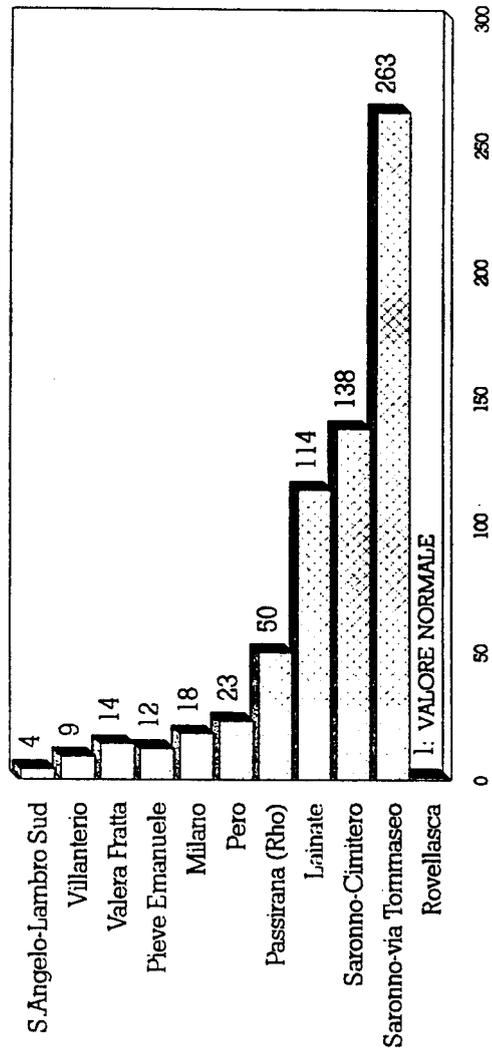


Fig. 6.

VARIAZIONE DEL RAPPORTO CS 137 / CS 134 LUNGO L'ASTA DEI FUMI LAMBRO - LURA
Valori normalizzati al rapporto misurato a Rovellasca



ELEMENTO DI COMBUSTIBILE FRESCO
TIPO MAGNOX RINVENUTO PRESSO LA
DOGANA FERROVIARIA DI CHIASSO IN
UN CARICO DI ROTTAMI DI OTTONE
PROVENIENTE DALLA SVIZZERA

PRESENZA DI Cs-134, Cs-137 E RADIONUCLIDI NATURALI IN LICHENI E MUSCHI CAMPIONATI DA PARMA AL PASSO DELLA CISA NEL 1993

F. Nonnis Marzano, C. Triulzi, M. Begarani

Dipartimento di Biologia e Fisiologia Generali, Università degli Studi di Parma

1. INTRODUZIONE

Negli studi radioecologici e radioprotezionistici, le particolari caratteristiche morfo-funzionali dei licheni e dei muschi forniscono notevoli vantaggi nello studio di contaminazioni da ricadute radioattive [1]. L'accumulo veloce e non selettivo delle deposizioni da parte di questi organismi consente, infatti, un loro utilizzo nel monitoraggio biologico del territorio, con immediata individuazione anche di isotopi a breve tempo di dimezzamento ed a basso livello di concentrazione [2].

Al fine di valutare il grado di radiocontaminazione e la differente sensibilità di muschi e licheni, soprattutto alla presenza di radionuclidi antropogenici, è stata condotta un'indagine, nel corso del 1993, su campioni di questa matrice vegetale, prelevati in cinque diverse stazioni della provincia di Parma.

Da studi precedenti [3,4] l'area di studio, sensibilmente influenzata dalle ricadute derivate dall'incidente di Chernobyl, si era dimostrata particolarmente interessante dal punto di vista radioecologico, con distribuzione non omogenea delle concentrazioni di Cs-134 e Cs-137 sul territorio.

Per tale motivo nel corso della ricerca si è cercato di evidenziare come le concentrazioni di radiocesio, trattenute dai licheni e dai muschi, varino in relazione a diversi parametri ambientali, quali la natura del substrato, la variabilità delle precipitazioni atmosferiche, l'altitudine, il rapporto tra volume e superficie di esposizione e la specie.

2. STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

L'area di studio oggetto di questo lavoro è localizzata interamente in territorio parmense nel comprensorio che va dalla città al Passo della Cisa. I campionamenti sono stati effettuati in cinque stazioni a differente altitudine (fig. 1), caratterizzate da diverse caratteristiche climatiche e vegetazionali:

- stazione "Campus Universitario", all'interno del nuovo insediamento universitario denominato "Area delle Scienze" (50 m.s.m.);
- stazione "Boschi di Carrega" nel Parco Regionale dei Boschi di Carrega, alle pendici collinari dell'Appennino parmense, tra i comuni di Sala Baganza e Collecchio (300 m.s.m.);

- stazione di Calestano, località "Podere", nei pressi del torrente Baganza (609 m.s.m.);
- stazione "Chiastre di Calestano", lungo la strada che da Calestano conduce a Berceto nella Val Baganza (750 m.s.m.);
- stazione "Passo della Cisa", al confine tra le province di Parma e Massa Carrara (1050 m.s.m.).

In alcune stazioni sono state ritrovate, per quanto riguarda i licheni, una sola specie mentre in altre fino a quattro specie (tab. 1).

Tab. 1. Quadro campionamenti effettuati per le diverse specie di licheni e muschi

Campus	Boschi Carrega	Podere	Chiastre	Passo della Cisa
<i>Physcia adscendens</i>	<i>Parmelia saxatilis</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Parmelia caperata</i>
	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Parmelia exasperat.</i>	<i>Caloplaca flavorub.</i>	<i>Parmelia sulcata</i>
		<i>Parmelia tiliacea</i>	<i>Parmelia tiliacea</i>	
		<i>Cladonia digitata</i>	<i>Cladonia digitata</i>	
Muschio	Muschio	Muschio 1	Muschio 1	Muschio 1
		Muschio 2	Muschio!	Muschio 2

3. MATERIALI E METODI

Le procedure seguite in ordine sequenziale sono state:

- riconoscimento tassonomico delle specie con stereomicroscopio Leitz Wild M8;
- essiccamento a 105 °C;
- macinazione; spettrometria gamma con rivelatori al GeLi e Ge intrinseco;
- elaborazione dati con personal computer IBM/AT.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

Le analisi effettuate hanno dimostrato come la presenza dei radionuclidi artificiali Cs-137 e Cs-134, derivati dall'incidente di Chernobyl, sia ancora ben evidenziabile in tutti i campioni. La determinazione infatti del Cs-134 (prodotto di attivazione), radioisotopo non presente nell'area di studio prima dell'incidente, è sicuramente da attribuire alle deposizioni della nube radioattiva del 1986.

Tab. 2. Concentrazioni di Cs-134, Cs-137 e K-40 nei campioni di licheni e muschi

CAMPUS UNIVERSITARIO (18/5/1993)					
Specie	Peso	Rapp.	Cs-137	Cs-134	K-40
	g	sec/um	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.
<i>Physcia adscendens</i>	25,25	86,00%	204,1 (±5,12)	14,53 (±2,32)	259,70 (±61,77)
Corteccia Physcia	40,02	80,32%	37,55 (±1,53)	<2,33	473,96 (±28,91)
Muschio	24,07	79,42%	180,9 (±5,02)	<5,30	1945,6 (±70,01)
Terreno muschio	420,88	68,93%	12,16 (±0,21)	0,90 (±0,16)	494,74 (±5,610)
BOSCHI DI CARREGA (11/5/1993)					
Specie	Peso	Rapp.	Cs-137	Cs-134	K-40
	g	sec/um	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.
<i>Parmelia saxatilis</i>	43,45	80,95%	614,85 (±5,03)	29,69 (±1,02)	364,06 (±20,54)
<i>Xanthoria parietina</i>	21,6	87,56%	253,77 (±6,22)	<5,62	341,29 (±63,20)
Muschio	50,06	60,24%	118,11 (±1,77)	4,08 (±0,62)	364,06 (±20,54)
Terreno muschio	565	79,35%	19,32 (±0,26)	<261	359,50 (±5,120)
PODERE (12/4/1993)					
Specie	Peso	Rapp.	Cs-137	Cs-134	K-40
	g	sec/um	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.
<i>Parmelia tiliacea</i>	47,25	57,70%	640,29 (±7,130)	41,30 (±2,2)	103,02 (±34,58)
<i>Parmelia sulcata</i>	14,79	59,29%	2821,5 (±23,29)	188,38 (±6,25)	259,22 (±9339)
<i>Parmelia exasperat.</i>	2,09	51,50%	1910,1 (±33,63)	100,64 (±13,6)	<865
<i>Cladonia digitata</i>	123,64	68,86%	2308,4 (±17,29)	129,89 (±3,99)	299,16 (±36,00)
Muschio 1	33,64	28,15%	5237,7 (±27,76)	35830 (±5,49)	230,92 (±49,34)
Muschio 2	111,54	58,00%	30331 (±2,910)	18,651 (±0,91)	829,09 (±22,89)
Terreno muschio 2	400,17	71,97%	38,31 (±037)	1,760 (±0,2)	1025 (±9,09)
CHIASTRE (12/4/1993)					
Specie	Peso	Rapp.	Cs-137	Cs-134	K-40
	g	sec/um	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.
<i>Parmelia tiliacea</i>	29,85	73,42%	1561 (±11,49)	91,73 (±2,86)	139,72 (±34,20)
<i>Xanthoria parietina</i>	30,15	78,12%	2125,15 (±14,65)	135,2 (±3,28)	137,13 (±35,51)
<i>Caloplaca flavor.</i>	15,13	70,82%	188935 (±12,91)	84,39 (±2,14)	451,18 (±6233)
<i>Cladonia digitata</i>	160,43	68,86%	1317^ (±5,54)	67,67 (±0,62)	388,86 (±6,75)
Muschio 1	67,41	29,06%	2789,4 (±13,72)	1623 (±2,58)	249,1 (±25,08)
Terreno muschio 1	299,66	55,86%	11543 (±5,51)	76,49 (±0,87)	332,5 (±8,89)
Muschio 2	29,55	37,41%	13263 (±1338)	95,16 (±3,99)	1643 (±59,2)
PASSO DELLA CISA (2/5/1993)					
Specie	Peso	Rapp.	Cs-137	Cs-134	K-40
	g	sec/um	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.	Bq/Kg s.
<i>Parmelia silicata</i>	15,31	36,40%	12943 (±10,35)	61,72 (±2,07)	159,56 (±51,35)
<i>Parmelia caperata</i>	13,67	25,05%	1176,2 (±13,93)	7631 (±2,69)	<179
Corteccia Parmelie	22,94	45,09%	378,92 (±7,88)	27,21 (±3,78)	<173
Muschio 1	23,69	21,26%	656,69 (±7,99)	31,38 (±1,88)	159,13 (±65,77)
Corteccia muschio 1	22,94	45,09%	378,92 (±7,88)	27,21 (±3,78)	<173
Muschio 2	36,42	17,61%	1207,6 (±8,07)	84,09 (±2,27)	242,06 (±33,62)
Terreno muschio 2	478,94	6332%	18031 (±1,05)	6,16 (±0,32)	647,10 (±7,09)

Tab. 3. Confronto tra i valori minimi e massimi di Cs-137,134 e K-40 illustrati in questo lavoro ed alcuni riportati in letteratura per altre aree geografiche

Campione	Area di studio	Cs-137 Bq/Kg s.	Cs-134 Bq/Kg s.	K-40 Bq/Kg s.	Autore (vedi rif. in bibliografia)
LICHENI					
apr-mag '93	Parmense	204-2821	<5-188	103-451	Questo lavoro
1979-82	Austria	<4-36	ND	<4-12	Eckl <i>et al.</i> , '85
mag-giu '86	Canada	24-304	13-31	ND	Smith e Ellis, '89
ago '86	Polonia	471-36630	120-18263	ND	Seaward <i>et al.</i> , '87
1986-87	Napoli	32-67	8-27	ND	Adamo <i>et al.</i> , '89
nov '87	Grecia	1070-14560	332-4630	49-135	Papastefanou <i>et al.</i> , '88
1987	Scandinavia	152-316	34-36	ND	Papastefanou <i>et al.</i> , '88
1987	Nepal	93-161	ND	ND	Nonnis Marzano <i>et al.</i> , '92
1988-90	Antartide	47	ND	907	TriuLri <i>et al.</i> , '91
1990-91	Antartide	47	ND	239	TriuLri <i>et al.</i> , '91
1990-91	Parmense	537-11084	60-1249	244-710	Nonnis Marzano <i>et al.</i> , '92
MUSCHI					
apr-mag '93	Parmense	118-5237	<5-358	159-1945	Questo lavoro
nov '87	Grecia	270-4750	79-1391	43-240	Papastefanou <i>et al.</i> , '88
1987	Nepal	119-417	ND	ND	Nonnis Marzano <i>et al.</i> , '92
1988-90	Antartide	136	33	606	Triulzi <i>et al.</i> , '91
1987	Scandinavia	3247-3466	20-843	ND	Papastefanou <i>et al.</i> , '88
1990-91	Antartide	39	ND	383	Triulzi <i>et al.</i> , '91

Nonostante siano trascorsi più di otto anni dall'evento e le deposizioni al suolo di radioattività artificiale siano ormai ridotte a concentrazioni al limite della rivelazione strumentale (il Cs-134 non è stato più rivelato nei campioni *di fallout* dal dicembre 1989; [5]), le alte concentrazioni rilevate nei nostri campioni sono l'ennesima testimonianza dell'efficacia di queste matrici quali bioindicatori di radiocontaminazione.

In particolare, per quanto riguarda la distribuzione areale dei due radioisotopi, le concentrazioni sono risultate variabili nelle diverse stazioni di campionamento (tab. 2). Concentrazioni decisamente superiori rispetto a quelle osservate nella zona pedemontana e collinare (Campus e Boschi di Carrega), sono state osservate nella zona appenninica dove sono localizzate le stazioni Podere, Chiastre e Passo della Cisa. In figura 2 è riportata un'illustrazione riguardante le concentrazioni di Cs-137 e Cs-134 determinate nelle diverse specie campionato.

L'analisi statistica dei dati ha permesso di formulare alcune considerazioni circa la distribuzione dei due radionuclidi nelle diverse zone, per quanto riguarda le diverse specie.

Si è cercato di valutare il *pattern di* distribuzione della concentrazione di Cs-137 e Cs-134 nei campioni di muschi e licheni in relazione alle stazioni da noi campionato e, più in specifico, per valutare un'eventuale incidenza dell'altitudine.

A tal proposito, in figura 3 sono riportate le rette di regressione tracciate per i licheni. L'analisi è stata effettuata utilizzando distintamente i valori di Cs-137 e Cs-134, in relazione all'altitudine delle diverse stazioni di campionamento e le regressioni non sono risultate significative per entrambi i radionuclidi. Un risultato analogo è stato ottenuto anche per i campioni di muschi, come si può osservare nella stessa figura.

Un andamento di questo tipo, cioè di una mancata correlazione tra Cs-137, Cs-134 ed altitudine, è stato ritrovato anche da Feige *et al.* [6]; questo fenomeno si potrebbe attribuire alla natura non uniforme delle ricadute seguite all'incidente di Chernobyl.

Sono stati eseguiti test non parametrici al fine di indagare la diversa capacità di accumulo tra le specie. E' stato possibile eseguire un solo confronto tra i licheni *Cladonia digitata* e *Parmelia tiliacea*, ritrovati contemporaneamente alla stazione Chiastre e alla stazione Podere. I dati di Cs-137 e Cs-134 sono stati indagati con test di Mann-Whitney e Wilcoxon (*signed-rank*); entrambi sono risultati non significativi: $p=1$ e $p=0,72$ rispettivamente. Queste due specie sembrano quindi non differenziarsi nell'accumulo di questi particolari radionuclidi, anche se i test effettuati presentano notevoli limiti soprattutto per lo scarso numero di dati a disposizione.

La presenza di Cs-137 più antico, derivato da test nucleari sperimentali in atmosfera, è stata stimata in valori variabili tra il 12% e il 58% (valore medio, considerando tutte le osservazioni, intorno a 29%) delle concentrazioni totali rilevate nei campioni. Le alte percentuali relative alla presenza di radiocesio pre Chernobyl in muschi e licheni, riflettono l'elevata persistenza del radionuclide in tali matrici ambientali e sono un'ulteriore testimonianza della loro capacità di trattenere per lunghi periodi i radiocontaminanti assunti.

Un confronto tra le concentrazioni di Cs-137 e Cs-134 rilevate nei nostri campioni ed alcuni dati riportati in letteratura (tab. 3) per organismi degli stessi generi sistematici, ha permesso di evidenziare concentrazioni decisamente inferiori rispetto a quelle riportate da altri Autori, per l'Europa centromeridionale, nel periodo successivo all'incidente di Chernobyl. Le concentrazioni sono risultate, inoltre, mediamente più basse anche rispetto a quelle a suo tempo riportate da Fossati *et al.* [3]; Nonnis Marzano *et al.* [5] per la stessa area di campionamento, a testimonianza di un decadimento, seppur lento, del radionuclide.

Per quanto riguarda i radioisotopi Th-232 e U-238 (tab. 4), la loro presenza non è stata evidenziata nei campioni di vegetali, ma unicamente nei loro terreni sottostanti, in accordo con la diversa mobilità chimica di questi radionuclidi nelle due diverse matrici considerate.

Le attività dei radionuclidi naturali rilevate nei campioni di terreno sono risultate dello stesso ordine di grandezza dei valori medi relativi a rocce e terreni di diversa origine. Essi rispecchiano pertanto semplicemente l'ubiquitarità di elementi quali l'uranio, il torio ed il potassio, che sono distribuiti in maniera omogenea sulla crosta terrestre.

Fig. 1. Area di studio con localizzazione delle cinque stazioni di campionamento

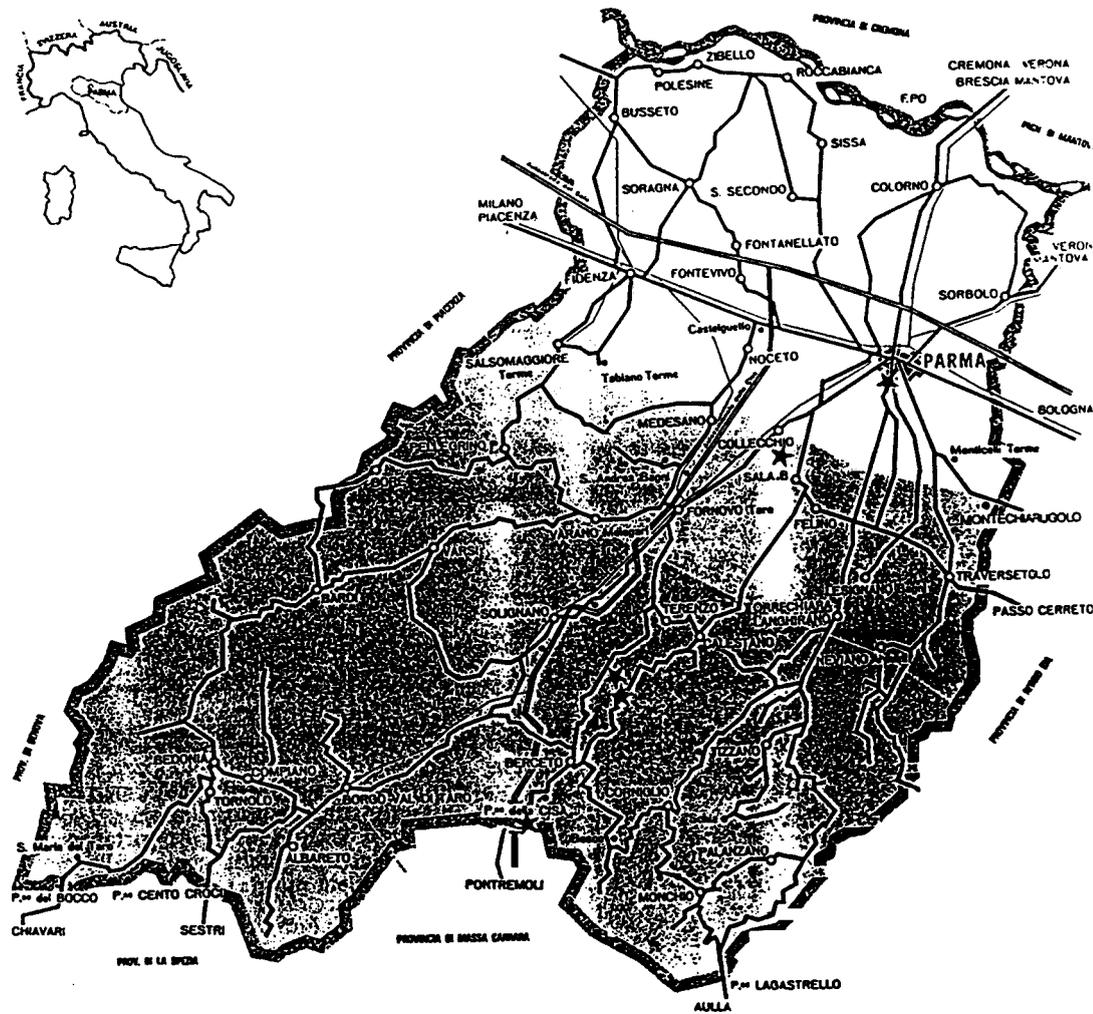
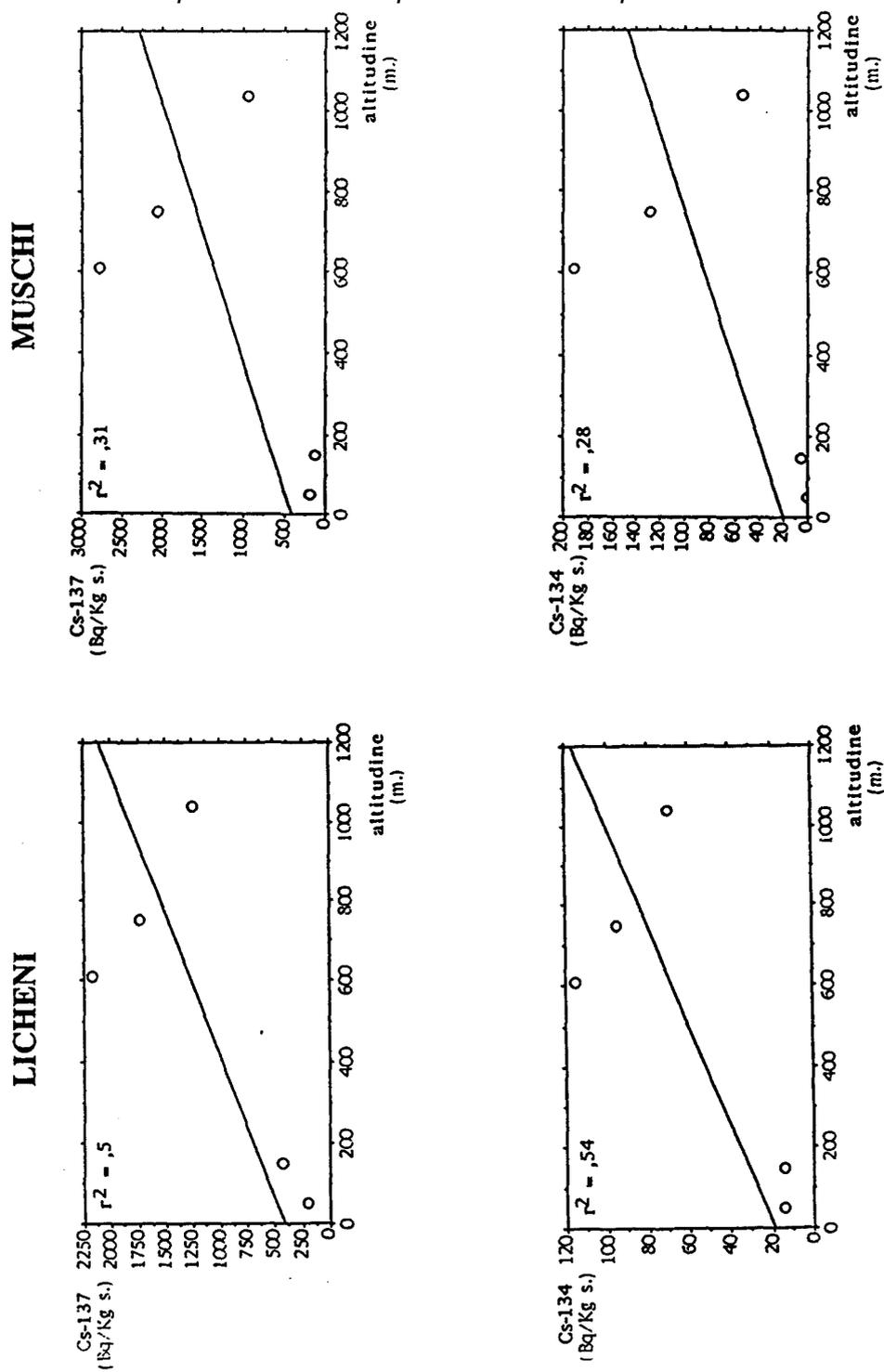


Fig. 3. Regressioni tra le concentrazioni di Cs-137, Cs-134 e altitudine nei campioni di licheni e muschi prelevati nelle cinque stazioni di campionamento



Bibliografia

- [1] Seaward M.R.D. (1992), *Lichens, silent witnesses of the Chernobyl disaster*. Inaugural lecture at University of Bradford. 3 marzo, 1992:1-14.
- [2] Papastefanou C., Manolopoulou M., Sawidis T. (1988), *Lichens and mosses: biological monitors of radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident*, *Journal of environmental radioactivity*" 9 (1989): 199-207.
- [3] Fossati F. Favali MA., Trulzi C. (1991), *Study of lichens from polluted and unpolluted areas in the province of Parma*, "Giornale Botanico Italiano" 125 n.3.
- [4] Nonnis Marzano F., Favali M. A., Triulzi C. (1992), *Primordial and anthropogenic radionuclides in lichens and mosses*. Atti VIII° Convegno "Attività ricerca settori radiochimica, chimica nucleare, radiazioni, radioelementi.", Torino, 16-19/6: 141-144.
- [5] Nonnis Marzano F., Vaghi M. (1992), *Evoluzione delle ricadute radioattive a Parma dopo Chernobyl*. Atti V° Congresso SitE, Milano 21-25 settembre: 755-756.
- [6] Feige B. G., Niemann L., Jahnke S. (1990), *Lichens and mosses - silent chronists of the Chernobyl accident*. *Bibl. Lichenol.* 38; Berlin-Stuttgart: 63-77.
- [7] Adamo P., Violante P., Violante A. (1989), *Contenuto di radionuclidi nel tallo di *Stereocaulon Vesuvianum**, *Atti SitE* 7:173-176.
- [8] Eckl P., Hofmann W., Turk R. (1985), *Uptake of natural and man made radionuclides by lichens and mushrooms*, *Radiation and environmental biophysics*" 25:43-54.
- [9] Seaward M.R.D., Heslop J. A., Green D., Bylinska E. A. (1988), *Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to Cs-134, Cs-137*, "Journal of Environmental Radioactivity" 7:123-129.
- [10] Smith J. N., Ellis K. M. (1989), *Time dependent transport of Chernobyl radioactivity between atmospheric and lichen phases in Eastern Canada*, *Journal of environmental radioactivity*" 11 (1990): 151-168.
- [11] Triulzi C., Nonnis Marzano F., Mori A, Morosini M., Fossati F. (1991), *Fallout radioactivity in mosses and lichens from different geographical areas*, *Atti SitE* 12:269-274.

VALUTAZIONE D'IMPATTO AMBIENTALE PER RILASCIO ACCIDENTALE DI MATERIALE AERIFORME

*Ghioni - Sez. Chimica e Fisica Sanitaria
Centrale nucleotermoelettrica di Caorso*

1. GENERALITÀ

Presso la Centrale nucleotermoelettrica di Caorso nel 1981 è stato predisposto un programma di calcolo, installato su PC, per la valutazione dell'impatto ambientale derivante da un rilascio accidentale di materiale radioattivo aeriforme. Il programma è stato nel corso degli anni modificato ed ampliato in modo da renderlo più versatile e adatto anche per rilasci radioattivi diversi da quelli previsti a seguito di un incidente in un impianto nucleare di potenza.

2. OBIETTIVI DEL PROGRAMMA

Il programma è attualmente articolato in modo tale da fornire, per un impianto in esercizio, a partire dai primi momenti dall'inizio del rilascio, informazioni utili per:

- un efficace coordinamento delle attività di rilevamento radiometrico;
- una tempestiva interpretazione dei dati rilevati all'esterno dell'impianto;
- una prima valutazione dell'impatto che il rilascio di materiale radioattivo aeriforme ha sull'ambiente e sulla popolazione nelle vicinanze dell'impianto.

Il programma è inoltre predisposto in modo tale da poter valutare, in modo preventivo, anche per le altre tipologie di impianto, le conseguenze radiologiche di un rilascio accidentale noti il tipo di radionuclidi potenzialmente rilasciabili, la loro velocità di rilascio (in caso di *piume*) o attività rilasciata (in caso di *puff*) e prefissate condizioni meteorologiche.

Tab. 1. Radionuclidi in esame e tipi di rilascio

Radionuclidi	Parametri tipo
Co-60	Vel. di dep.
Gas Nobili	Energia media gamma
Sr-90	Fatt. di trasf.
I-131	nt. di dose/contam, terreno
Cs-137	Sv/Bq per inal. per cl. di età Sv/Bq per ing. per cl. di età

3. PC UTILIZZATI

- Mod. a "PUFF": PC IBM o com. + stamp. laser e ad impatto
Software richiesto: DOS 5.0 o sup. 1861820
byte su HD
- Mod. a "PLUME": Mod. semplice: PC IBM o comp. + stamp. laser e ad impatto
Software richiesto: DOS 3.3 o sup.
82522 byte su HD - ling. di svil.
Mic.Quick Basic vers. 4.5
Mod. per valut. dose ingest.: PC IBM o comp. + stamp. laser e
ad impatto
Software richiesto: DOS 3.3 o sup.- Mic.Win.
3.0 o sup. - Mic.Excel. 3.0
o sup. 48736 byte su HD -
ling. di svii. Mic.Excel
vers. 3.

4. CAMPO DI APPLICABILITÀ

- Il programma è stato predisposto per rilasci aeriformi di tipo a *plume* e a *puff*, per i radionuclidi indicati in tabella 1; può essere comunque ampliato per altri radionuclidi (o anche sostanze non radioattive), una volta noti i parametri riportati in tabella 1.
- I dati di input che l'operatore deve introdurre/ per il funzionamento del programma, sono riportati in tabella 2. Per gli scopi per cui è stato predisposto è di importanza fondamentale che, in caso di utilizzo del programma in situazioni di emergenza, i dati di input siano sempre disponibili per gli operatori con il minimo ritardo.
- In tabella 3 sono presentati, per tipo di rilascio, i parametri radiometrici forniti dal programma ed i tempi necessari per avere tali risultati, nota l'entità del rilascio. N.B.: La determinazione del punto di massima ricaduta può essere effettuata anche se l'entità del rilascio non è nota.
- Nelle tabelle 4 e 5 sono presentati in dettaglio i risultati che il programma fornisce. Come esempio si è preso in esame un rilascio di 37 TBq di gas nobili in 10 ore.
- Il programma, per valutazioni preventive, può essere applicato per distanze dal punto di rilascio anche di decine di Km; mentre durante le situazioni di emergenza ha validità fino a circa 5-10 Km dal punto di rilascio.

5. RELAZIONI UTILIZZATE E LORO VALIDAZIONE

I valori di concentrazione in aria e sul terreno sono calcolati utilizzando per il .
rilascio continuo il modello di diffusione gaussiano come proposto da Slade in

Meteorology and Atomic Energy. Per il rilascio *a puff*, per il calcolo della concentrazione si sono utilizzate le relazioni riportate nel documento sopra citato ed i coefficienti di diffusione proposti da Turner in *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*. Per la valutazione della dose da inalazione e ingestione sono attualmente utilizzati i fattori Sv/Bq riportati in NRPB-R245 (1991), i tassi di respirazione indicati da ICRP 23 ed i consumi alimentari tipici della pianura padana (cfr. *Rapporto finale di sicurezza centrale di Caorso*).

In tabella 6 sono riportati i fattori X/Q utilizzati per la distanza di 800 m dal punto di emissione da vari autori, per un rilascio tipo *plume* dall'altezza di 0 m, categoria di Pasquill F, velocità del vento pari a 2 m/sec.

In tabella 7 sono riportati i risultati ottenuti in un confronto tra concentrazioni di SO₂; al suolo dovute a rilasci di una centrale termoelettrica ENEL misurate sperimentalmente e misure valutate con il programma descritto a partire dai rilasci della centrale stessa. Il confronto è stato eseguito nel 1981.

Tab. 2. Dati di input e tipi di rilascio

Dati input		Ril.a "plume"	Ril.a "puff"
Radionuclide		SI	SI
Vel. rilascio	(Ci/sec)	SI	NO
Q.tà rilasciata	(Ci)	NO	SI
Vel. vento	(m/sec)	SI	SI
Ctg. di Pasquill		SI	SI
Ang. settore	(gradi)	SI	SI
Pioggia	(mm/h)	SI	SI
Dist. da origine	(m)	SI	SI
Incremento	(m)	SI	SI
Distanza max	(m)	SI	SI
Tempo rilascio	(sec)	SI	NO
Tempo trascorso	(sec)	NO	SI
Alt. rilascio	(m)	SI	SI
Alt. invers.	(m)	SI	SI

Tab. 3. Parametri forniti, tempo necessario e tipi di rilascio

Parametri		Ril. a "plume"	Ril. a "puff"	Tempo nec. ril. a "plume" (min)	Tempo nec ril. a "puff" (min)
Conc. in aria integr.	(Ci-sec/min)	NO	SI	-	5
Conc. in aria max	(Ci/mc)	NO	SI	-	5
Conc. in aria istant.	(Ci/mc)	NO	SI	-	5
Conc. suolo	(Ci/mq)	SI	SI	5	5
Conc. aria lungo direzione vento	(Ci/mc)	SI	NO	5	-
Conc. aria settore	(Ci/mc)	SI	NO	5	-
Dose da inalazione (adulti - bambini)	(Rem)	SI	SI	5	5
Dose da irraggiarti.	(Rem)	SI	SI	5	5
Curve isoconcentraz.	(Ci/mc)	SI	SI	5	5
Conc. nei vegetali e prod. alimentari	(Bq/Kg)	SI	NO	10	10
Dose da irragg. terreno (adulti - bambini)	(mSv)	SI	NO	10	-
Dose da risosp. terreno (adulti - bambini)	(mSv)	SI	NO	10	-
Dose da ingestione (adulti - bambini)	(mSv)	SI	NO	10	-
Dose totale (adulti - bambini)	(mSv)	SI	NO	10	-

Tab. 4. Valutazione gas nobili

Dati inseriti		
Q.tà rilasciata	(Ci/sec)	,02778
Vel. vento	(m/sec)	2
Ctg. di Pasquill		C
Ang. settore	(gradi)	22,5
Pioggia	(mm/h)	0
Dist. da origine	(m)	500
Incremento	(m)	100
Distanza max	(m)	10000
Tempo rilascio	(sec)	36000
Alt. rilascio	(m)	75
Alt. invers.	(m)	100

Distanza (m)	Conc. media lungo asse (Ci/m)	Dose inal. ADULTI (Rem)	Dose inal. BAMBINI (Rem)	Dose da irraggiam. (Rem)	Contamin. al suolo (Ci/m ²)
500	1,732 E-07	-	-	7,81 E-05	-
1000	3,302 E-07	-	-	1,49 E-04	-
1500	3,718 E-07	-	-	1,68 E-04	-
2000	2,865 E-07	-	-	1,29 E-04	-
2500	2,341 E-07	-	-	1,06 E-04	-
3000	1,985 E-07	-	-	8,96 E-05	-
3500	1,727 E-07	-	-	7,80 E-05	-
4000	1,530 E-07	-	-	6,91 E-05	-
4500	1,375 E-07	-	-	6,20 E-05	-
5000	1,250 E-07	-	-	5,65 E-05	-
5500	1,147 E-07	-	-	5,19 E-05	-
6000	1/060 E-07	-	-	4,78 E-05	-
6500	9,861 E-08	-	-	4,44 E-05	-
7000	9,221 E-08	-	-	4,17 E-05	-

Tab. 5. Valutazione rilascio gas nobili

Distanza dall'asse per una concentrazione di:

Distanza 1 = 1,0 E-07 Ci/mc
 Distanza 2 = 1,0 E-08 Ci/mc
 Distanza 3 = 1,0 E-09 Ci/mc

Distanza (m)	Conc. media lungo asse (Ci/m)	Distanza 1 metro	Distanza 2 metri	Distanza 3 metri
500	1,732 E-07	57	131	177
1000	3,302 E-07	159	273	351
1500	3,718 E-07	241	400	512
2000	2,865 E-07	280	500	650
2500	2,341 E-07	308	594	781
3000	1,985 E-07	326	682	907
3500	1,727 E-07	335	766	1030
4000	1,530 E-07	334	845	1148
4500	1,375 E-07	321	922	1264
5000	1,250 E-07	296	996	1377
5500	1,147 E-07	253	1067	1487
6000	1,060 E-07	178	1135	1596
6500	9,861 E-08	0	1202	1702
7000	9,221 E-08	0	1266	1807

IL CONTROLLO DELLA RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE NEL FRIULI- VENEZIA GIULIA: ATTIVITÀ DEL CRR DI UDINE

*R. Padovani, C. Giovani, M.R. Malisan
Servizio di Fisica sanitaria - Centro di Riferimento Regionale per
il controllo della radioattività ambientale - USL n. 7 Udinese*

1. INTRODUZIONE

Il servizio di fisica sanitaria dell'USL n. 7 Udinese svolge, dal 1987 in qualità di Centro di riferimento regionale per il controllo della radioattività ambientale (CRR), l'attività di monitoraggio della radioattività artificiale e naturale sul territorio del Friuli-Venezia Giulia.

Dal 1986 ad oggi sono state eseguite oltre 18000 misure di spettrometria gamma su campioni alimentari ed ambientali. Oltre alle indagini di routine, quali il monitoraggio della radioattività negli alimenti, nel particolato atmosferico e nella deposizione al suolo e al controllo, in questi ultimi due anni, della radioattività nei rottami metallici in importazione, sono state condotte numerose campagne di campionamento e misura su matrici quali suolo, sedimenti, muschi, funghi, mieli, etc. I risultati di questi studi sono serviti sia a valutare l'entità della contaminazione avvenuta in seguito all'incidente di Chernobyl, la sua distribuzione sul territorio regionale ed il suo andamento nel tempo, sia a studiare i fenomeni, ad esempio, di trasferimento del radiocesio dal suolo alla catena alimentare e di accumulo di radionuclidi in matrici speciali.

Al momento sono in fase di messa a punto le procedure per la misura dello Sr-90, su campioni di latte, mediante contatore beta a basso fondo.

Nel 1989 inoltre, questo CRR ha dato avvio alla ricerca per la valutazione dell'impatto della radioattività naturale, ed in modo speciale del gas radon, negli ambienti confinati, partecipando alla campagna nazionale promossa dall'Istituto Superiore di Sanità e dall'ENEA-DISP. In seguito il CRR ha implementato un proprio programma Radon con i seguenti obiettivi:

- identificare le abitazioni e le eventuali aree a rischio;
- valutare l'esposizione al Rn in edifici diversi dalle abitazioni;
- implementare azioni di rimedio negli edifici esistenti;
- fornire indicazioni sulle tecniche costruttive più idonee nelle aree a rischio.

Molte delle attività i cui risultati sono riportati in questo lavoro sono condotte in collaborazione con enti nazionali e locali (campagne nazionali promosse dall'ENEA-DISP e dall'Istituto superiore di sanità; campagne regionali in collaborazione con USL o comuni della regione) ed istituti di ricerca sia nazionali che esteri (Università di Trieste; Università di Udine; GSF di Monaco (D), Università di Gembloux (B) ed altri istituti esteri nell'ambito di progetti di ricerca comunitari).

2. MONITORAGGIO DELLE MATRICI ALIMENTARI

I campionamenti vengono eseguiti secondo il seguente calendario:

1. campionamenti mensili: latte bovino;
2. campionamenti trimestrali: derivati del latte, frutta di stagione, altri vegetali di stagione (verdura a foglia larga, patate, carote, funghi, etc.), carne bovina, carne suina;
3. campionamenti semestrali: riso, pasta, pane, farina di mais, uova, olio di oliva, olio di semi, vino, carne ovina o caprina, carne di pollo, carne di tacchino, carne di coniglio, pesce o molluschi;
4. campionamenti occasionali: 3 campioni di foraggio secco per ogni sfalcio, 3 campioni di cereali o soia per ogni raccolto.

I campioni, per un totale di circa 300 l'anno, vengono prelevati dai vigili sanitari delle USL della provincia di Udine e vengono misurati secondo i protocolli della rete nazionale per la sorveglianza della radioattività ambientale.

Tutti i dati vengono inseriti in una banca dati, vengono fatti dei rapporti annuali e vengono studiati gli andamenti della contaminazione nel tempo. A titolo di esempio in figura 1 viene riportato l'andamento della concentrazione del Cs-137 nel latte della provincia di Udine dal maggio 1986 al marzo 1995. La figura 2 e la figura 3 riportano l'andamento della concentrazione del Cs-137 nello stesso periodo rispettivamente nella verdura e nelle carni bovine e suine.

3. MONITORAGGIO DELLE MATRICI AMBIENTALI

3.1. Particolato atmosferico e fallout

A partire dal 1° luglio 1987 viene raccolto e misurato mensilmente il *fallout* secondo i protocolli della rete nazionale. I recipienti di raccolta sono posti sul tetto di un padiglione dell'ospedale ed hanno una superficie complessiva di 2 m². Sul residuo secco viene effettuata mensilmente una spettrometria gamma. La figura 4 riporta l'andamento della concentrazione del Cs-137 (Bq/m²) nei fallout dal 1/6/87 al 30/6/93.

A partire dal 1 giugno 1988, inoltre, viene effettuata una misura di spettrometria gamma sul particolato atmosferico raccolto su filtro con un prelievo in continuo sulle 24 ore. Vengono inoltre eseguite misure sui pacchetti di filtri settimanali e mensili.

3.2. Suoli

Sono state effettuate 8 campagne di campionamento dei suoli (4 nei prati stabili e 4 nei boschi) nel 1987,1988,1993 e 1994.1 campionamenti sono stati eseguiti con il metodo della trincea nel 1987 e 1988 e con il metodo del campionatore a tubo spaccato

nel 1993 e 1994. Sono stati eseguiti campionamenti in profili di suolo fino a 30-40 cm di profondità (0-3 cm, 3-5 cm, 5-10 cm, 25-30 cm) per un totale di oltre 1500 campioni. Le stazioni indagate sono state circa 20. Nelle stazioni di prato stabile, oltre ai profili di suoli, sono stati prelevati campioni di foraggio.

L'analisi dei risultati delle misure ha permesso di redarre mappe di contaminazione da radiocesio dei suoli della regione. E' stato inoltre possibile studiare l'andamento temporale della contaminazione, valutare il trasferimento del radiocesio dal suolo al foraggio e confrontare profili di suoli prelevati in ecosistemi diversi. La figura 5 mostra la distribuzione del Cs-134 in due profili di prati stabili nel 1990, uno prelevato nella zona costiera ed uno nella zona montana della regione. La figura 6 mostra invece la distribuzione dell'inventario del Cs-137 nei prati stabili nel 1987 ed è paragonata alla mappa delle precipitazioni occorse sulla nostra regione nei primi 10 giorni del maggio 1986.

4. INDICATORI DI RADIOATTIVITÀ

4.1. Funghi

Sono state eseguite 7 campagne di campionamento: 1986,1987,1988,1990,1992, 1993 e 1994, in una ventina circa di stazioni della regione, per un totale di oltre 1000 campioni raccolti appartenenti ad oltre 200 specie. Le specie sono state divise in 4 diversi gruppi ecologici: saprofiti, simbiotici con conifere, simbiotici con latifoglie e lignicoli. E' stato studiato l'andamento della contaminazione dei diversi gruppi ecologici nel tempo, in figura 7 è riportata la concentrazione di Cs-137 (Bq/kg di peso secco) nei funghi raccolti nel Friuli-Venezia Giulia dal 1986 al 1988, divisi in gruppi ecologici. Sono state inoltre redatte mappe di contaminazione da Cs-137 nei funghi della regione. Tutti questi studi sono stati sviluppati in collaborazione con il dipartimento di Biologia dell'Università degli studi di Trieste e, più recentemente con il Dipartimento di fisiologia vegetale dell'Università di Gembloux (B).

4.2. Muschi

Sono state effettuate 5 campagne di campionamento: 1988,1991,1992,1993 e 1994, per un totale di oltre 500 campioni raccolti divisi in circa 20 stazioni distribuite sul territorio regionale. Inizialmente lo studio è stato condotto in collaborazione con il Dipartimento di biologia dell'Università degli studi di Trieste ed ha condotto alla redazione di un protocollo di campionamento e misura, poi perfezionato nell'ambito della campagna nazionale muschi svolta all'interno delle attività della rete nazionale per la sorveglianza della radioattività ambientale. E' stato possibile redarre una mappa della contaminazione da Cs-137 nei muschi della regione (fig. 8) ed è stato studiato l'andamento della contaminazione nel tempo.

Tab. 1. Attività svolta in regione dal 1 ° maggio 1993 al 27/10/1994 dai CRR del Friuli-Venezia Giulia ed Emilia-Romagna e dai Servizi di fisica sanitaria di Pordenone e Trieste, ai sensi della circolare 30/93 Min./San.

Scalo doganale	Interventi	Carri ferroviari, autocarri o altro	Carri non ammessi
Opicina	57 (UD)	585 (UD)	
	+18 (PN)	+151 (PN)	
	+19 (TS)	+173 (TS)	
Rabuiese	9	15	
Femetti	9	46	
Scalo Legnami	21	364	8
Gorizia F.S.	18	117	5
Gorizia S. Andrea	44 (UD)	107 (UD)	
	+10 (PN)	+26 (PN)	
	+15 (TS)	+39 (TS)	
Udine	14	481	4
	+4 (PC)	+99 (PC)	
	+13 (PN)	+207(PN)	
Osoppo (Ferriere Nd)	25	1794	31
	+4 (PC)	+319 (PC)	
Tarvisio Autostrada	3	24	
Tarvisio Coccau	2	4	
Tarvisio Centrale	59	4046	41
	+21 (PN)	+1233 (PN)	
	+23 (TS)	+1587 (TS)	
Pontebba	15	45	
S. Giorgio di Nogaro	1	3	
	+1 (PC)	+2 (PC)	
Molo VII	1	17	
Monfalcone	1	1	
Totali parziali	279 (UD)	7649 (UD)	77
	+9 (PC)	+420 (PC)	
	+62 (PN)	+1617 (PN)	
	+57 (TS)	+1799 (TS)	
Totale	407	11485	89

4.3. Mieli

Sono state condotte 5 campagne di campionamento per un totale di oltre 600 campioni di miele misurati appartenenti ai vari tipi. I campionamenti e gli studi sono stati condotti in collaborazione con il Dipartimento di difesa delle piante dell'Università degli studi di Udine. E' stato elaborato un protocollo di campionamento e misura e sono state redatte varie mappe di concentrazione del Cs-137 nei mieli della regione. In figura 9 è riportata quella relativa alla distribuzione del Cs-137 (Bq/kg tal quale) nei mieli multiflorali e di acacia prodotti nel 1990 e 1991.

4.4. Sedimenti superficiali e alghe

Sono state condotte 4 campagne di campionamento di sedimenti superficiali nelle lagune di Grado e di Marano (1991,1992,1993 e 1994) e 7 campagne di campionamento di alghe per un totale di oltre 200 campioni misurati. I campioni di sedimento sono relativi ai primi 2 cm di sedimento e sono stati prelevati con benne Van Veen. Le alghe raccolte appartengono ai generi Ulva e Gracilaria. Tutti i campioni sono stati misurati tal quali (le alghe vengono omogeneizzate) ed i risultati sono riferiti al peso secco, in figura 10 è riportata la distribuzione del Cs-137 nei sedimenti superficiali delle lagune di Grado e Marano raccolti nell'autunno del 1992. La figura 11 riporta la distribuzione dello I-131 nei campioni di Ulva raccolti nella primavera del 1992. I campionamenti e gli studi sono stati eseguiti in collaborazione con l'USL n. 8 Bassa Friulana.

5. RADON

L'interesse per la presenza del radon negli ambienti confinati del Friuli-Venezia Giulia risale alla fine degli anni ottanta, quando questo CRR prese parte attivamente all'avvio dell'Indagine nazionale sull'esposizione alla radioattività naturale nelle abitazioni, promossa e diretta dall'ANPA e dall'ISS. Questo laboratorio fu tra i primi a completare la campagna di misure (anni 1989-90) sul territorio regionale ed a presentare i relativi risultati.

La media regionale della concentrazione di radon nelle abitazioni risultò piuttosto elevata, 96 Bq/m^3 , con una percentuale del 4% di abitazioni che presentavano concentrazioni maggiori di 400 Bq/m^3 , il valore-soglia raccomandato dalla CEC per l'adozione di azioni di rimedio.

A seguito di questi risultati, il CRR ha continuato in questi anni la campagna di rilevamento del radon indoor in campioni rappresentativi di abitazioni di altri comuni, in modo da poter tracciare una mappa della distribuzione del radon nella regione. A tutt'oggi le misure hanno riguardato oltre 1000 abitazioni dislocate in 30 comuni.

E' emersa, inoltre, l'esigenza di valutare l'esposizione della popolazione in ambiti diversi dalle abitazioni, in primo luogo negli edifici pubblici. Con questo obiettivo, nel 1992 è stata condotta una campagna di misure in un campione rappresentativo di 166

scuole materne. E' stata data la precedenza a queste scuole sia per la loro tipologia edilizia "a rischio", sia per il maggior tempo di permanenza degli allievi.

I risultati indicano che la concentrazione media di radon nelle scuole materne, pari a 156 Bq/m^3 , è superiore a quella rilevata nelle abitazioni di circa il 60%.

Una spiegazione a questo fatto si può ricavare dall'osservazione dei dati della figura 12, che confronta le distribuzioni delle misure fatte nelle abitazioni e nelle scuole materne in funzione del piano dell'edificio: confrontando i dati piano per piano, non risulta alcuna differenza significativa tra scuole e abitazioni. Pertanto il maggior valore medio rilevato nelle scuole è dovuto alla maggiore prevalenza di misure eseguite nei piani più bassi (piano terra e primo piano) degli edifici.

E' vero, tuttavia, che tenendo conto del minor fattore di occupazione, l'esposizione media annuale nelle scuole materne risulta all'incirca metà di quella che si ha nelle abitazioni, verso le quali, pertanto, riteniamo che debbano essere prioritariamente indirizzate eventuali azioni di rimedio.

Riguardo a queste ultime, il CRR collabora attualmente con l'ANPA ad un progetto, finanziato dalla CEC, volto a determinare sperimentalmente l'efficacia di varie azioni di rimedio su 2 abitazioni della nostra regione, che presentano concentrazioni elevate di radon indoor.

6. IMPORTAZIONE DI ROTTAMI METALLICI

A partire dal maggio 1993, il CRR di Udine, è stato pesantemente coinvolto nell'attività di controllo dei rottami metallici in importazione. Tale attività di controllo è proseguita fino al febbraio del 1995. Sono stati effettuati oltre 270 interventi e controllati circa 12000 tra carri ferroviari ed autotreni. Circa l'1% dei carichi è risultato non conforme alla Circolare 30/93 del Ministero della sanità ed è stato respinto. Sono stati effettuati, inoltre, una ventina di interventi di n livello all'interno di aziende e al confine. La tabella 1 riporta i dati relativi all'attività svolta in regione dal 1° maggio 1993 al 27/10/1994 dai CRR del Friuli-Venezia Giulia e dell'Emilia-Romagna e dai Servizi di fisica sanitaria di Pordenone e Trieste, ai sensi della Circolare 30/93 del Ministero della sanità.

Fig. 1. Concentrazione del Cs-137 nel latte della USL n.7 Udinese dal 1 "maggio 1986 al 31 marzo 1995

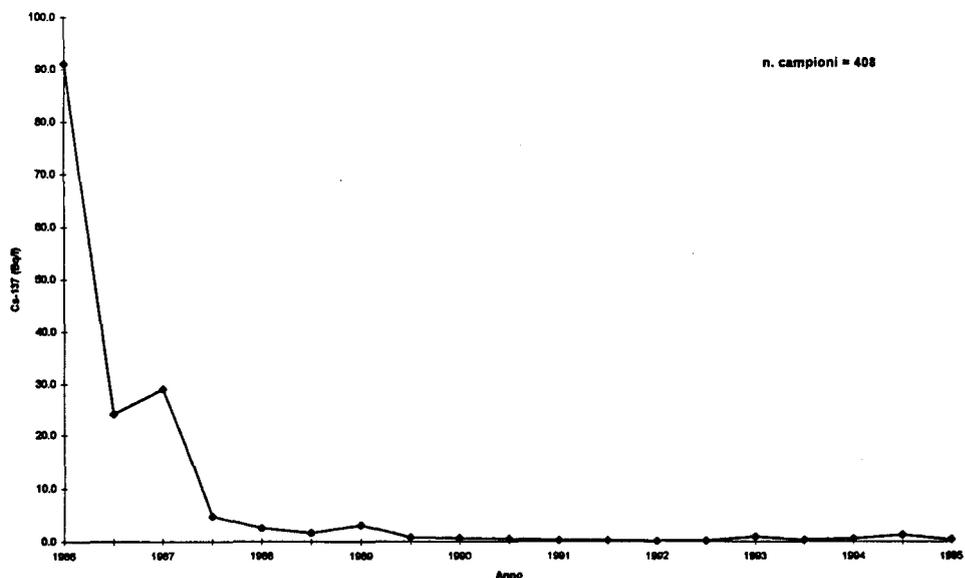


Fig. 2. Concentrazione del Cs-137 nella verdura delle USL della provincia di Udine dal 1 ° maggio 1986 al 31 marzo 1995

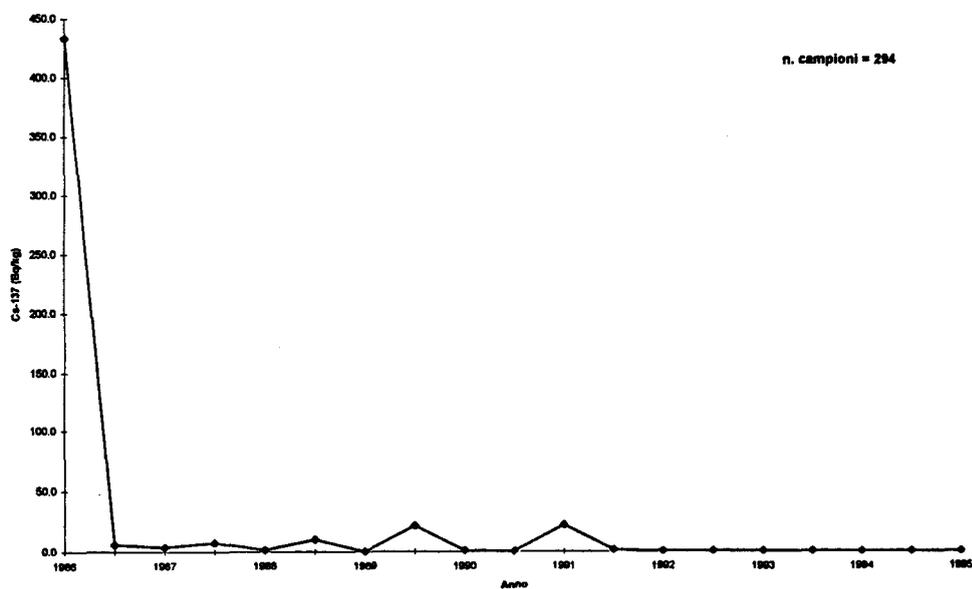


Fig. 3. Concentrazione del Cs-137 nella carne delle USL della provincia di Udine dal 1° maggio 1986 al 31 marzo 1995

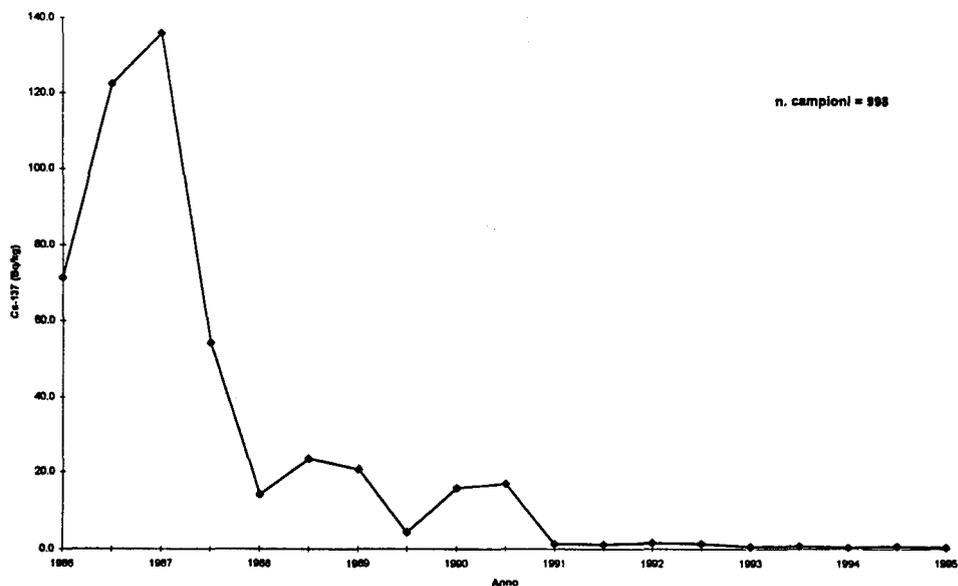


Fig. 4. Andamento della concentrazione del Cs-137 (Bq/m^2) nel fallout di Udine dal 1° giugno 1987 al 30 giugno 1993 (medie trimestrali)

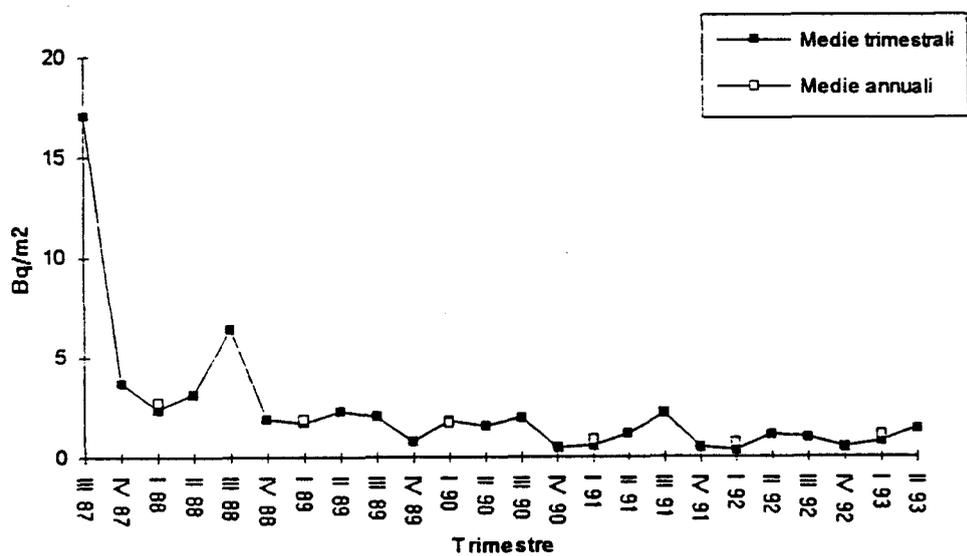


Fig. 5. Distribuzione del Cs-134 in 2 profili di prati stabili nel 1990

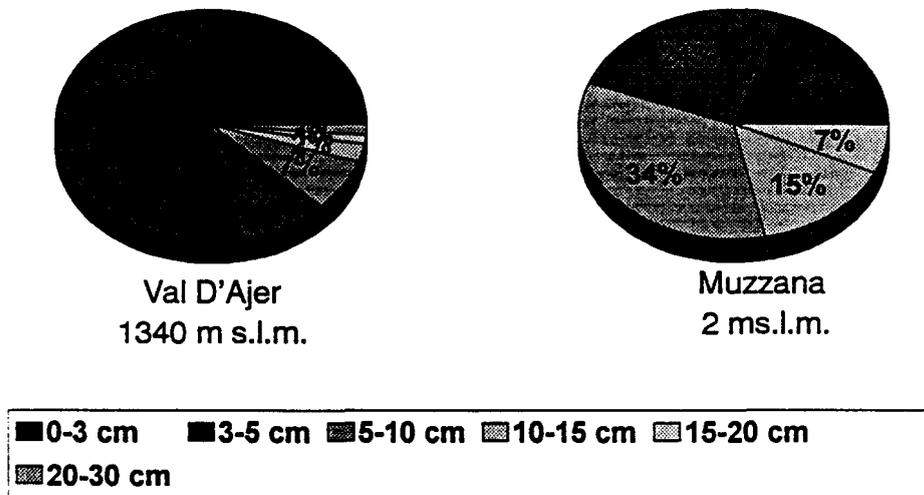


Fig. 6. Valori delle concentrazioni totali di Cs-137 (Bq/m^2) in 30 prati stabili del Friuli-Venezia Giulia nel 1987 e mappa della distribuzione delle precipitazioni cadute nel Friuli-Venezia Giulia nei primi dieci giorni del maggio 1986, basata sui dati di 135 stazioni meteorologiche.

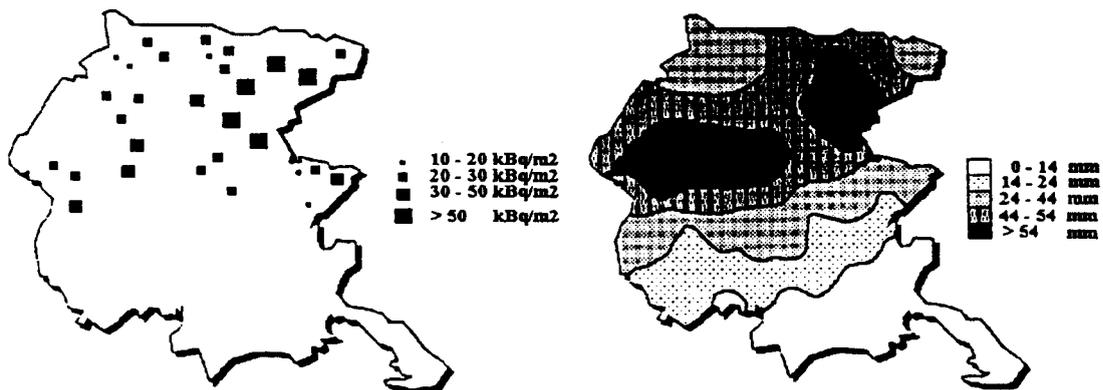


Fig. 7. Concentrazione del Cs-137 nei funghi raccolti nel Friuli-Venezia Giulia dal 1986 al 1988, divisi secondo la loro appartenenza ai diversi gruppi ecologici

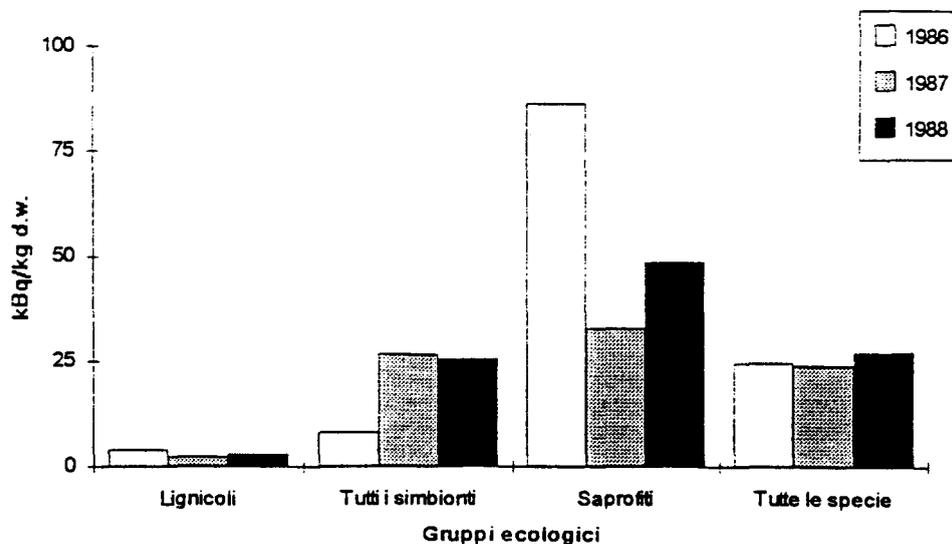


Fig. 8. Mappa della distribuzione del Cs-137 nei muschi del Friuli-Venezia Giulia nel 1991 (Bq/m^2)



Fig. 9. Mappa della distribuzione del Cs-137 nei mieli del Friuli-Venezia Giulia nel 1990 e 1991 (Bq/kg)



Fig. 10. Distribuzione del Cs-137 (Bq/kg d.w.) nei sedimenti superficiali delle lagune di Grado e Marone (1992)

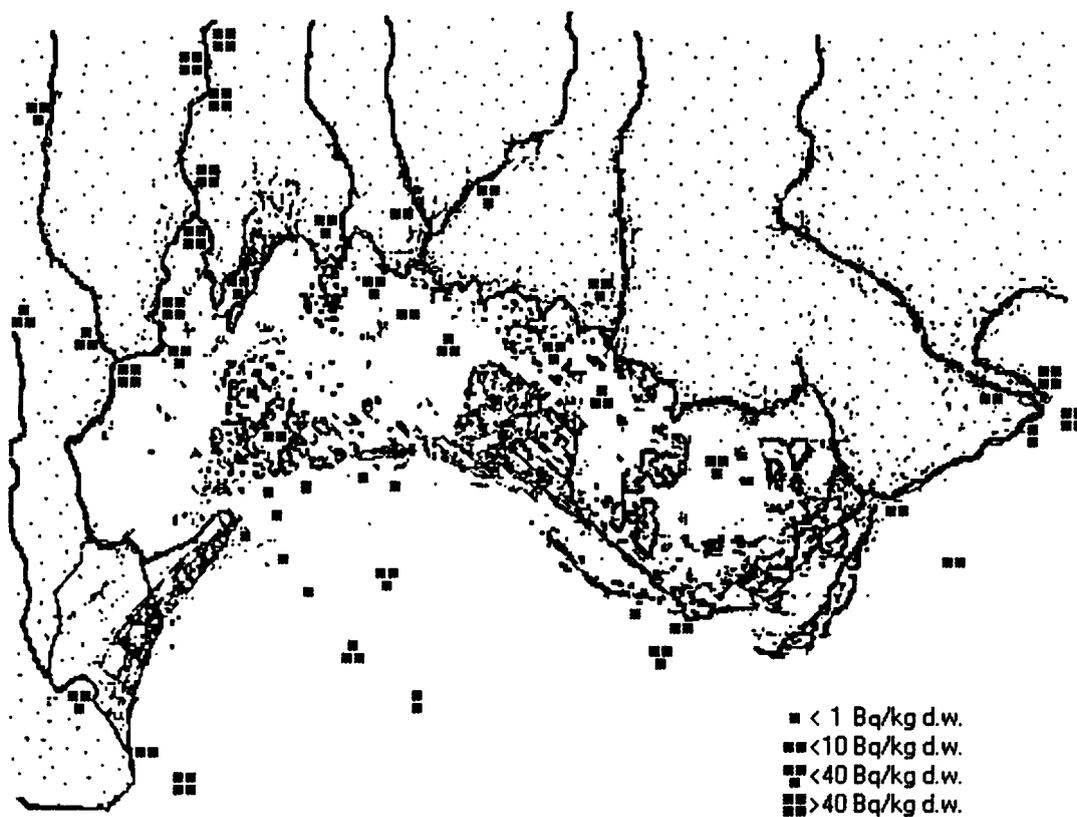


Fig. 11. Mappa della distribuzione dello ^{131}I nelle alghe delle lagune di Grado e di Marano. (Bq/kg d.w.)

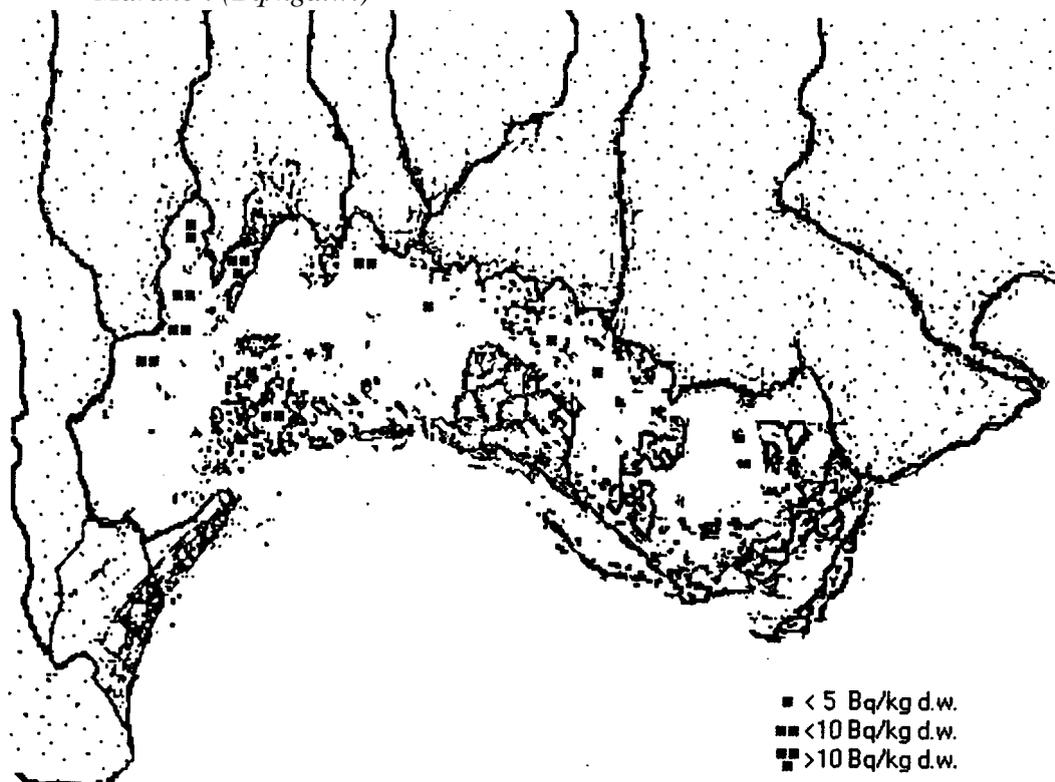
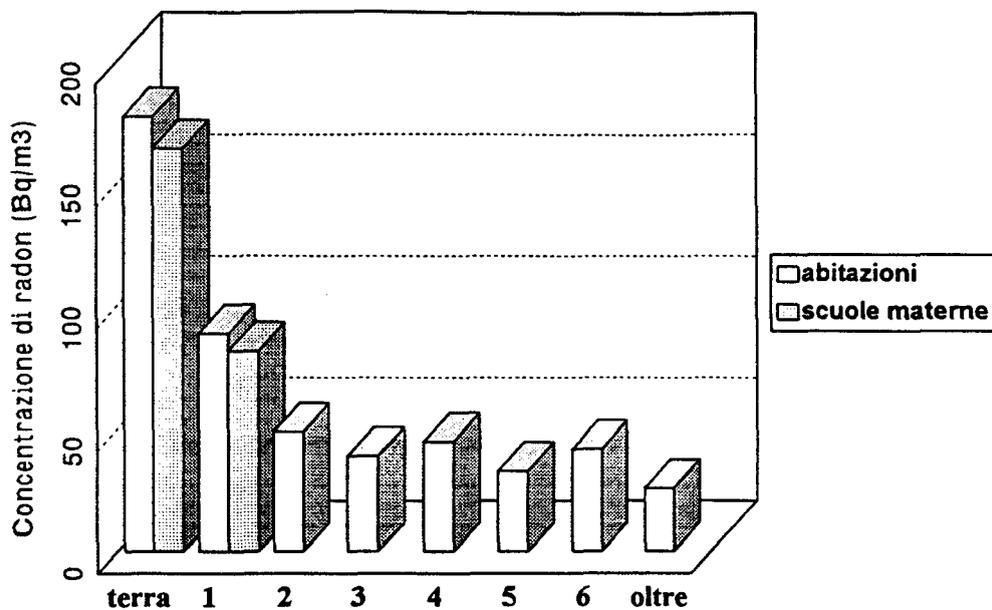


Fig. 12. Distribuzione della concentrazione di radon (Bq/m^3) nelle abitazioni e nelle scuole materne in/unzione del piano dell'edificio



Bibliografia

- Giovani C., Nimis P.L., Padovani R., 1988, *Macromycetes as monitors of caesium contamination*, proceedings of II Yugoslav-Italian Symposium "Radiation protection: advances in Yugoslavia and Italy": 431-434.
- Giovani C., Padovani R., Frilli F., Barbattini R., Iob M., 1991, *Il miele come indicatore della contaminazione radioattiva*, "Apicoltura" 7:137-149.
- Giovani C., Daris F., Mattassi G., Padovani R., Zanelle A., 1992, Cs-137 and I-131 *Distribution in Lagoonal and Coastal Environment in Northern Adriatic*, in "Rapports et procès - Verbaux des Riunions, XXXIII Congrès-Assemblée Plénière de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée", Trieste 12-17 ottobre 1992, Rapp. Comm. Int Mer Medit, 33:337,1992.
- Giovani C., Padovani R., Prilli F., Barbattini R., Iob M., 1993, *Radiocaesium distribution in Friuli-Venezia Giulia through spectrometry measurements of honey samples*, "Physica Medica" vol. 9, supplem. 1, giugno 1993:292-294.
- Giovani C., Padovani R., Fadone A., Scruzzi E., 1993, *Contamination and migration of Chernobyl radiocaesium in upland soils of NE Italy*, proceedings of Austrian-Italian-Hungarian radiation protection Symposium; 28-30 aprile 1993, Obergurgl (A): 52-55.
- Giovani C., Fadone A., Padovani R., 1993, *Incidente di Chernobyl: contaminazione da Cs-137 nel Friuli-Venezia Giulia (andamento dal 1986 al 1993 e uso di indicatori di radioattività)* - "Sicurezza e Protezione" n.30: 71-77.
- Giovani C., Nuccetelli C., Piermattei S., 1994, *L'uso dei muschi quali indicatori di radioattività: studi per una rete nazionale*. Atti del Convegno nazionale AIRP "Isotopi naturali ed artificiali nell'ambiente: aspetti radioprotezionistici e biogeochimici"; Maratea (PZ) 16-18 settembre 1992: 71-75.
- Giovani C., Nimis P.L., Bolognini G., Padovani R., Usco A., 1994, *Bryophytes as indicators of radiocaesium deposition in NE Italy*, "Scien. tot. envir." 157,1994: 35-43.
- Nimis P.L., Giovani C., Padovani R., 1986, *La contaminazione da Cs-137 e Cs-134 nei macromiceti del Friuli-Venezia Giulia nel 1986*, "Studia Geobot.", 6:3-121.
- Nimis P.L., Giovani C., Padovani R., Bersan F., Cebulez E., 1988, *Utilizzo dei macromiceti come bioindicatori della migrazione del cesio radioattivo negli orizzonti pedologici*, "Archivio botanico italiano", n. 64 (3-4): 181-191.
- Nimis P.L., Gasparo D., Giovani C., Padovani R., 1989, *Radiocontamination maps of macrofungi in North-Eastern Italy (Friuli-Venezia Giulia) following the Chernobyl accident*, Gortania, 11:119-126.
- Padovani R., Giovani C., Malisan M.R., Antoci B., Fioretti G., Rocco M., 1988, *Contaminazione da cesio radioattivo nell'uomo in provincia di Udine in seguito all'incidente di Chernobyl*, "Il Friuli Medico" XLIII: 57-62.
- Padovani R., Contento G., Giovani C., Malisan M.R., 1990, *Field study of fallout radiocaesium in upland soils*, in Desmet G., Nassimbeni P., Belli M. (eds.), "Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments":292-299, Elsevier, Londra e New York.

UN MODELLO PER IL CALCOLO DELLE CONCENTRAZIONI INDOOR DI RN-222 E FIGLI

A. Temporin, F. Trotti, P. Mozzo, F. Predicatori, A. Tacconi,
CRR PMP ULSS 20, Policlinico di Borgo Roma, via delle Menegone, 37134 Verona

1. INTRODUZIONE

Il CRR di Verona è impegnato nel monitoraggio del Radon, da un punto di vista analitico ed organizzativo, sin dall'indagine sulla radioattività naturale indoor coordinata a livello nazionale da ENEA-DISP (oggi ANPA) e ISS e svolta nel territorio del Veneto nel 1989-91.

Il laboratorio ha inoltre svolto altre attività di controllo (radon nelle acque potabili della regione-1989, radionuclidi naturali nei materiali da costruzione della provincia di Verona-1991, radon nelle grotte turistiche del Veneto-1992-93) ed avviato nuove ricerche sul tema.

In questo lavoro si presentano i risultati di un modello di calcolo sviluppato contestualmente ad una ricerca sulla dosimetria passiva dei figli del radon in aria e sulla determinazione della concentrazione di ^{210}Po impiantato nei vetri con rivelatori a tracce nucleari (CR 39).

2. COMPORTAMENTO DEI FIGLI DEL RADON INDOOR [1]

Il ^{222}Rn , una volta entrato in un locale, può decadere a in ^{210}Po il quale, essendo carico elettricamente a causa del decadimento, addensa un *cluster* di vapore acqueo attorno a sé e, in tale forma, può attaccarsi al particolato sospeso, venire rimosso con la normale ventilazione o depositarsi sulle superfici; a ciascuno di questi processi è associata una differente probabilità. Il ^{214}Pb che si forma nel decadimento a del ^{210}Po è caratterizzato dagli stessi fenomeni con in più una probabilità non nulla di liberarsi dal particolato, se generato nella frazione attaccata, e passare allo stato libero grazie all'energia di rinculo acquistata a seguito del decadimento a, energia che permette inoltre a una frazione del ^{214}Pb generato dal ^{210}Po depositato su di una superficie di impiantarsi all'interno della stessa. Per i restanti figli di breve emivita del ^{222}Rn (^{214}Bi , ^{210}Po) i processi possibili sono analoghi a quelli del ^{214}Pb , fatta eccezione per l'impiantazione ed il passaggio allo stato libero dalla frazione attaccata, poiché l'energia di rinculo associata al decadimento b del rispettivo padre risulta insufficiente.

Il ^{214}Pb prodotto con il decadimento a del ^{210}Po ha vita media molto lunga (22 anni), tale che i processi di ventilazione e deposito lo rimuovono completamente dall'aria indoor limitandone la presenza alle sole superfici (come frazione depositata ed impiantata). Esiste inoltre una probabilità non nulla che una parte del ^{214}Pb prodotto nel decadimento del ^{210}Po impiantato, grazie all'energia di rinculo, possa liberarsi e passare allo stato depositato.

A meno della possibilità di essere rimossi dallo stato depositato tramite la normale pulizia delle superfici, ^{210}Bi e ^{210}Po seguono semplicemente la catena di decadimento del ^{210}Pb nella frazione impiantata e depositata.

I processi appena descritti sono schematicamente rappresentati in figura 1.

3. MODELLO DI CALCOLO DELLE CONCENTRAZIONI DEI FIGLI DEL RADON: CARATTERISTICHE E RISULTATI

E' stato sviluppato un modello di calcolo che fornisce risultati quantitativi relativamente ai processi descritti nel paragrafo precedente. Il modello unisce le equazioni di Jacobi-Porstendorfer per il calcolo delle frazioni dei figli del radon in aria (libera ed attaccata) ai calcoli teorici sui processi di impiantamento sulle superfici di Comelis [2]. Le soluzioni sono state sviluppate ipotizzando condizioni di equilibrio dinamico dei figli di breve emivita, che si raggiungono (per valori tipici dei parametri in gioco) dopo non più di dieci ore (deviazione dall'equilibrio inferiore all'1%); per la sottoserie del ^{210}Pb si sono sviluppate soluzioni complete dipendenti dal tempo.

In figura 1 si riportano i valori delle soluzioni del modello per un input rate costante di radon nel locale di $55,76$ atomi/hm³ (pari a 100 Bq/m³), valori dei parametri standard (come riportati in tabella 1 [3]) ed una esposizione di 30 anni.

Si osservi come la frazione libera in aria sia assai esigua se riferita al totale; ciò è da ricondursi al rateo di deposizione che nel caso della frazione libera assume valori superiori anche di un fattore dieci rispetto alla frazione attaccata.

Tab. 1. Parametri significativi e relativi valori di riferimento per il calcolo dei livelli indoor della progenie del radon

Parametro	Simbolo	Valore di riferimento	di Intervallo dei valori	
Rateo di ventilazione	γ_v	0,55 (h ⁻¹)	0,2-1,5	(h ⁻¹)
Rateo di attaccamento	γ_a	50 (h ⁻¹)	5-500	(h ⁻¹)
Rateo di deposizione frazione attaccata	$\gamma_{d,a}$	0,2 (h ⁻¹)	0,1-0,4	(h ⁻¹)
Rateo di deposizione frazione libera	$\gamma_{d,u}$	20 (h ⁻¹)	10-40	(h ⁻¹)
Rateo superficie volume del locale	S/V	2,82 (m ⁻¹)	2-4	(m ⁻¹)

Il fattore di equilibrio F che risulta dal modello nella situazione esemplificata è pari a $0,4$ (coincidente con il riferimento internazionale [4]); il valore della frazione libera propriamente detta f_p è di circa $0,06$, entro l'intervallo $0,05-0,1$ che in letteratura è riportato come tipico delle abitazioni [5].

Le figure 2 e 3 riportano i risultati del modello di calcolo in termini di valori delle EEDC (concentrazione equivalente all'equilibrio) libera e totale al variare di parametri rilevanti quali l_v e l_a fissati i rimanenti.

La EEDC totale aumenta al crescere del rateo di attaccamento ovvero della polverosità di cui esso è funzione (la deposizione sulle superfici è scarsa poiché essa agisce prevalentemente sulla frazione libera). Diminuisce invece all'aumentare della ventilazione, che peraltro, come indicato, influisce anche sulla concentrazione di Radon (a differenza del rateo di attaccamento).

Si noti inoltre come in condizioni di forte isolamento della abitazione ($l_v \sim 0,2 \text{ h}^{-1}$) la EEDC totale abbia valori sensibilmente superiori rispetto alle condizioni abitative standard ($l_v \sim 0,4-0,8 \text{ h}^{-1}$).

Un ulteriore appunto va fatto sul gradiente in funzione dei parametri: la EEDC totale presenta variazioni molto più sensibili entro il *range* standard dei parametri che non per polverosità o ratei di ventilazione elevati.

Il comportamento in funzione del rateo di attaccamento risulta invertito nel caso della EEDC libera rispetto al caso della totale, mentre l'andamento in funzione della ventilazione è analogo. Analogo è anche il comportamento del gradiente della concentrazione che mostra ad esempio come le condizioni di tenuta degli infissi influiscano molto più sulla concentrazione indoor di quanto non accada per condizioni di ventilazione elevata in cui si tende invece a raggiungere un valore limite.

Per quanto riguarda la concentrazione del ^{210}Po impiantato nelle superfici vengono presentati alcuni risultati significativi dedotti dal modello nei grafici delle figure 4 e 5, che riproducono gli andamenti della concentrazione superficiale impiantata rispettivamente al variare di S/V e l_a fissata l'esposizione, ed al variare del tempo fissati i parametri significativi.

Nei grafici è visibile come la concentrazione di ^{210}Po impiantato diminuisca all'aumentare della polverosità; come già ricordato infatti il rateo di deposito è molto superiore per la frazione libera rispetto all'attaccata. E' inoltre da notare l'andamento in funzione di S/V : per quanto infatti i ratei di deposito crescano all'aumentare di tale rapporto, l'effetto combinato con una maggiore superficie disponibile per il processo fa sì che complessivamente la concentrazione superficiale di ^{210}Po risulti decrescente. Ciò comporta che pari esposizioni al radon in ambienti caratterizzati da diversi valori del rapporto S/V determinino contaminazioni superficiali di ^{210}Po differenti. Nel confronto quindi delle contaminazioni misurate una rinormalizzazione rispetto a tale rapporto risulta necessaria.

Quanto osservato in precedenza sul gradiente delle concentrazioni in aria si ripercuote inevitabilmente anche sulla concentrazione impiantata nel *range* di basse polverosità.

In particolare il grafico di figura 5 riporta i risultati del modello per la soluzione completa in funzione del tempo nel caso della concentrazione di ^{210}Po impiantato. La concentrazione di radon è considerata costante ed i parametri congelati ai loro valori standard.

La crescita della concentrazione è in buona approssimazione lineare per i primi trent'anni circa e comincia poi a saturare dopo settant'anni.

Poiché la concentrazione di radon è stata supposta costante, il grafico in funzione del tempo si presta facilmente ad essere interpretato come un grafico in funzione della esposizione e mostra quindi come per esposizioni non troppo elevate (fino a circa 3000-4000 BqY/m³) una misura di contaminazione superficiale di ²¹⁰Po impiantato possa fornire una stima di esposizione media al radon.

4. CONCLUSIONI

La possibilità di utilizzare dati analitici sulla concentrazione di ²¹⁰Po impiantato nei vetri per fornire delle stime integrate sul tempo di concentrazione media di radon indoor offre un potente strumento nella realizzazione di indagini epidemiologiche di tipo caso-controllo.

La messa a punto del modello teorico descritto in questo lavoro finalizzato alle predizioni delle concentrazioni superficiali di ²¹⁰Po note le esposizioni al radon sarà di riferimento rispetto alle misure sperimentali e servirà al raffinamento dei dati grezzi (variabilità rispetto al rapporto S/V, condizioni di isolamento indoor-outdoor, etc.).

Il modello applicato alle concentrazioni in aria (frazione libera ed attaccata) dei figli di breve emivita del radon mostra come tali concentrazioni siano estremamente sensibili alla variazione dei parametri ambientali nell'intorno dei valori tipici per le abitazioni; allontanandosi da essi dette concentrazioni tendono a valori limite praticamente costanti.

Bibliografia

- [1] Bruno, R. C. (1983), "Health Physics" 45:471.
- [2] Lively, R. S. (1993), "Health Physics" 64:485.
- [3] Nazaroff, W. W. (1988), *Radon and its decay products in indoor air*, 182.
- [4] UNSCEAR (1993), Annesso.
- [5] UNSCEAR (1988), Annesso.

Fig. 1. Valori delle concentrazioni in aria (frazione libera e totale), depositata ed impiantata per il ^{222}Rn ed i suoi prodotti di decadimento di breve emivita, nonché delle concentrazioni depositata ed impiantata dei radioisotopi della sottoserie del ^{210}Pb . I valori sono stati calcolati utilizzando il modello sviluppato in questo lavoro assumendo condizioni di concentrazione di ^{222}Rn costante nel tempo e di valori dei parametri significativi costanti e pari a quelli di riferimento.

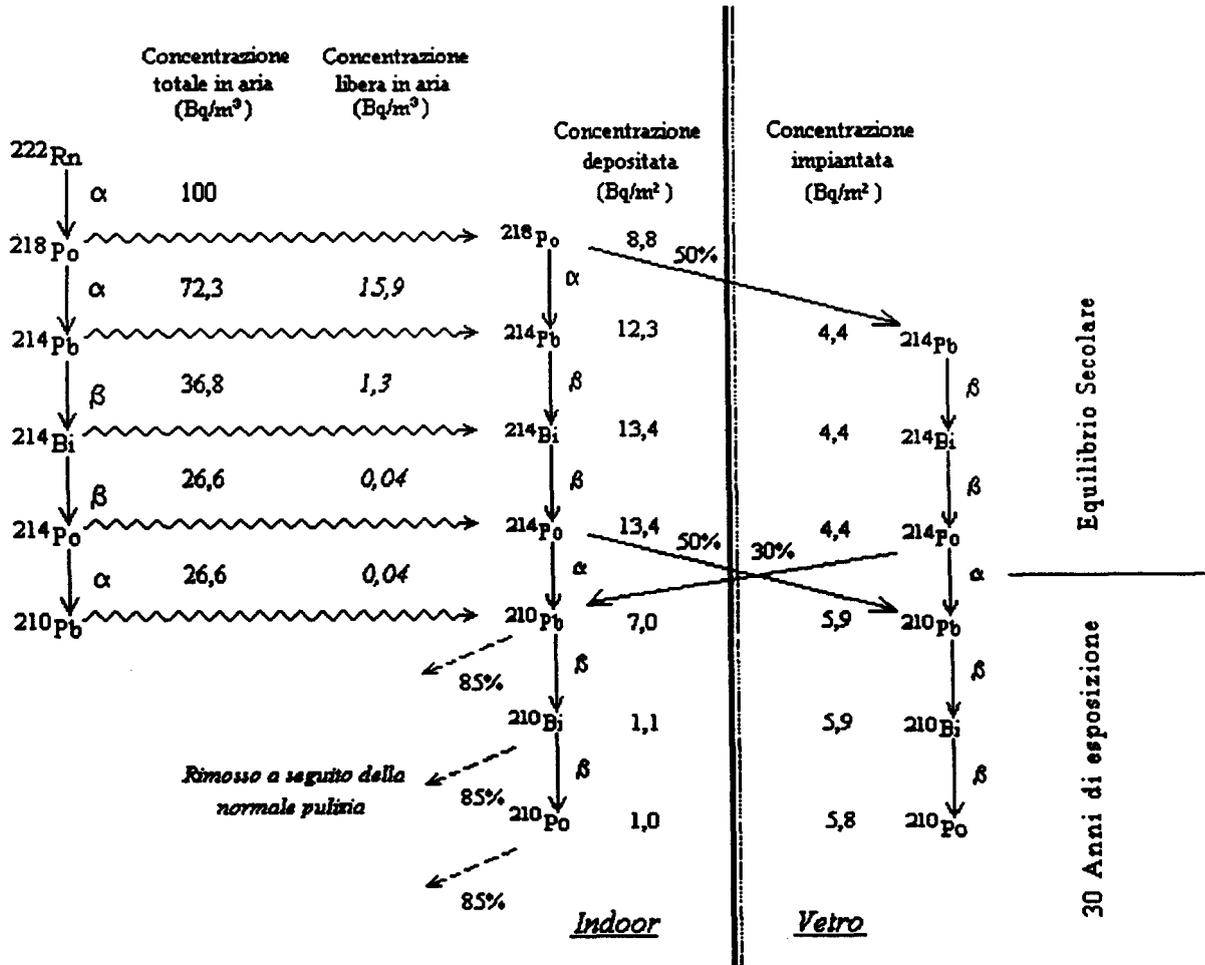


Fig. 2. Variazione della EEDC (concentrazione equivalente all'equilibrio) totale in funzione del rateo di attaccamento (λ_a) per alcuni valori caratteristici del rateo di ventilazione (λ_v). Il valore di input rate di radon nel locale è stato considerato costante

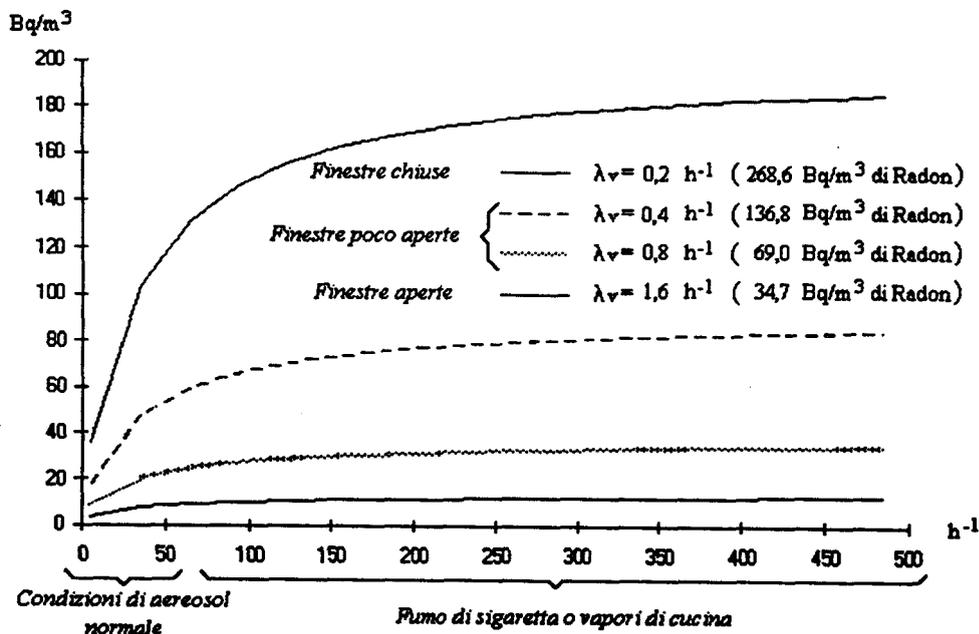


Fig. 3. Variazione della EEDC libera in funzione del rateo di attaccamento (λ_a) per alcuni valori caratteristici del rateo di ventilazione (λ_v). Il valore di input rate di radon nel locale è stato considerato costante

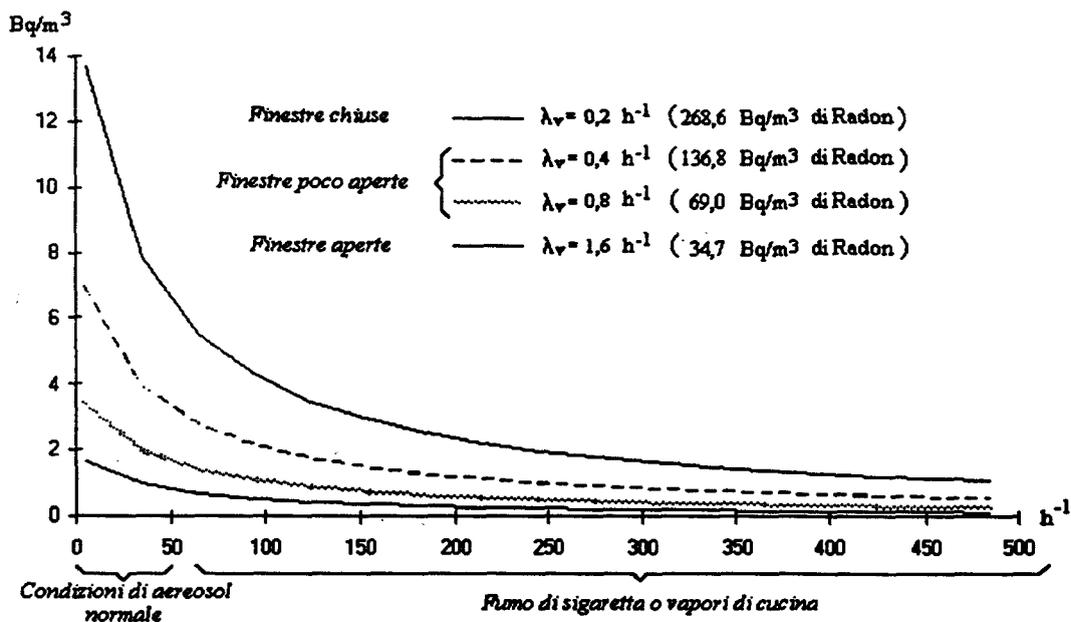


Fig. 4. Concentrazione superficiale di ^{210}Po impiantato in funzione del rateo di attaccamento (λ_a) per alcuni valori caratteristici del rapporto S/V. L'esposizione totale al radon è stata supposta di 15KBcfY/m^3

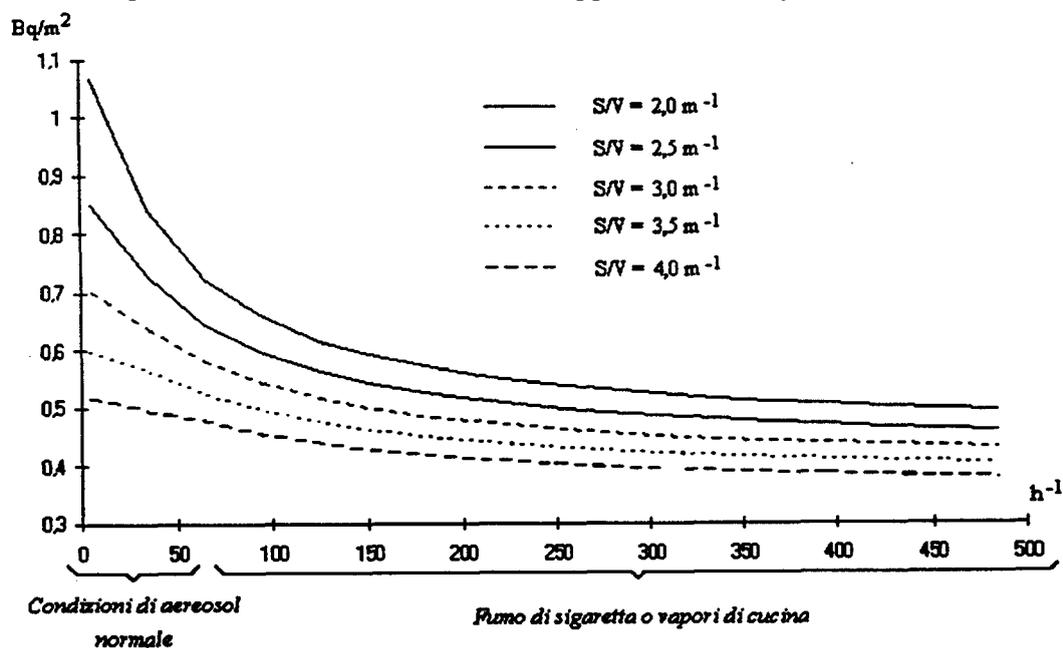
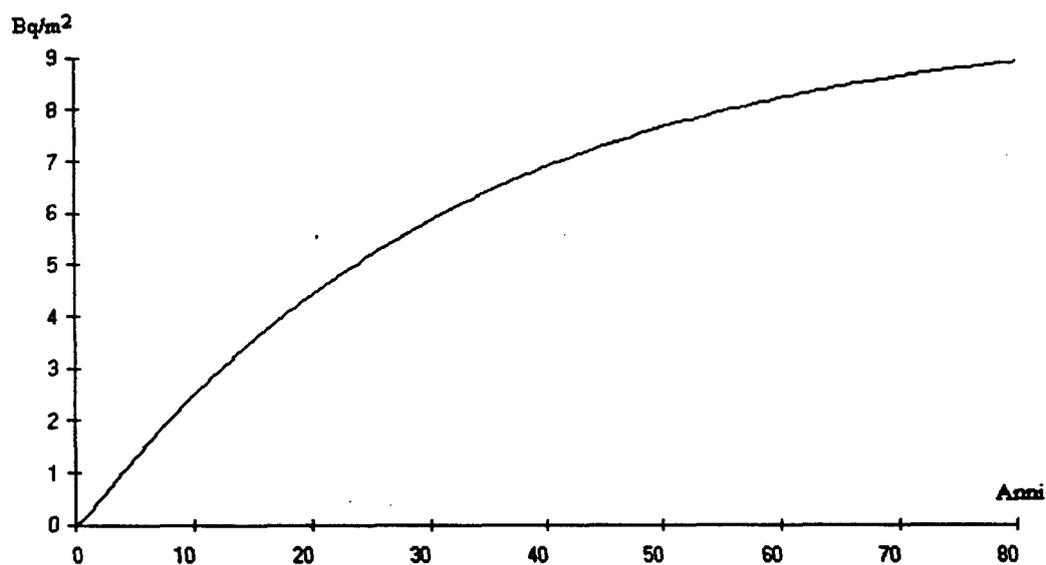


Fig. 5. Concentrazione superficiale di ^{210}Po impiantato in funzione del tempo per una concentrazione di radon pari a 100 Bq/m^3 . I valori dei parametri caratteristici sono considerati fissati ai valori di riferimento riportati in tabella 1



DALL'ORGANIZZAZIONE TRADIZIONALE AL LAVORO IN GRUPPI INTEGRATI:

LA FASE PRELIMINARE DELL'ACCREDITAMENTO IN RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE ED IL CONTRIBUTO DELLA SMRA - LC

*C. Fontana, M. Ciavarella, M. L. Aebischer
Laboratorio centrale - CRI*

Nell'ambito di una efficiente ed efficace organizzazione del lavoro dell'attività di prevenzione ambientale una delle linee di maggior interesse è sicuramente la questione dell'accREDITAMENTO.

Nell'attività di controllo della radioattività ambientale l'accREDITAMENTO si inserisce di solito in un'organizzazione del lavoro strutturata inizialmente in modo tradizionale sul tipo gerarchico-funzionale anche se si sta passando ad una struttura che punta sul lavoro in gruppi integrati, che impiegano in maniera preponderante strumenti e metodi informatico-telematici con lo scopo di facilitare e razionalizzare l'attività dei nuclei operativi sparsi su tutto il territorio nazionale. Tali operatori, in quanto condividono un comune obiettivo ed operano con strumenti e metodiche in comune concordate, costituiscono funzionalmente un Gruppo operativo e la Rete ne è lo strumento di collegamento.

L'esperienza maturata dalla Sezione misure di radioattività ambientale (SMRA) del Laboratorio centrale della Croce rossa italiana (LC-CRI) si inserisce nell'ambito delle attività della Rete nazionale per la sorveglianza della radioattività ambientale con la consapevolezza dell'importanza delle procedure di accREDITAMENTO con le sue fasi di ispezione e di controllo come garanzia di qualità delle prestazioni nelle attività di monitoraggio ambientale.

1. LA FASE PRELIMINARE DELL'ACCREDITAMENTO DELLA SMRA ED IL CONTROLLO DI QUALITÀ

La struttura del Laboratorio centrale (LC-CRI) - già operante dal 1985 per i controlli interni di materiale radioattivo - ha istituito al suo interno la Sezione misure di radioattività ambientale (SMRA) deputata al controllo della radioattività gamma presente in matrici ambientali, alimentari e biologiche. Per questa attività ha ottenuto il riconoscimento dall'ENEA-DISP (ANPA) nel 1991 di Laboratorio abilitato ad effettuare misure per conto della Rete nazionale di sorveglianza della radioattività ambientale in Italia (fig.1).

Nell'organizzazione della SMRA la qualità è stata ricercata utilizzando al meglio i mezzi a disposizione, cercando di soddisfare aspettative e bisogni. E' stato

necessario quindi, saper identificare, scegliere e gestire la combinazione ottimale dei vari fattori produttivi al fine di migliori risultati. Per ottenerli, però, è stato fondamentale che gli operatori nel loro complesso - indipendentemente dalla loro qualifica e dalla loro collocazione gerarchica all'interno del laboratorio - percepissero la qualità del proprio lavoro, perché, solo attraverso questo passaggio, secondo la nostra visione, si può andare verso una prestazione o un servizio qualitativamente valido. [1]

Percepire la qualità significa ricercarla, favorirla e produrla (operazioni preventive), successivamente sottoporla a monitoraggio e verifica, infine applicarla alle fasi operative di studio sul campione.

Nella nostra esperienza le operazioni preventive sono le seguenti:

- una buona pratica di laboratorio;
- lo sforzo di adeguare le metodiche a modelli suggeriti da organizzazioni esterne al laboratorio (standardizzazione);
- le procedure messe in atto per trasformare le unità strumentali in unità di concentrazioni comparabili con gli altri laboratori (intercalibrazione).

Le attività di monitoraggio e verifica, permettono di valutare il livello di qualità raggiunto, grazie alle operazioni preventive ed alla sua persistenza nel tempo. [2]

La SMRA si può definire come una struttura che opera in un sistema di garanzia della qualità sottoposta a due tipi di controllo:

- controllo interno del sistema di garanzia (Unità di qualità del LC: UQ);
- controllo esterno del sistema di garanzia (Rete nazionale - ANPA).

Per quanto concerne la fase preliminare di ogni attività di valutazione della qualità - che nel nostro caso specifico è riferita a diversi organismi produttivi che operano nello stesso campo e che hanno un assetto istituzionale distinto - è sicuramente quello di prevedere al loro interno un sistema di qualità accreditato, [3] inteso come un insieme di metodologie rivolte a:

- valutare e promuovere il miglioramento operativo dell'attività di prevenzione ambientale;
- valutare l'aderenza delle strutture operative dei laboratori ambientali a criteri ed a standard di buon funzionamento.

Questa strategia di intervento, infatti, consente soprattutto una valutazione di tipo strutturale della realtà dei laboratori ambientali (locali, apparecchiature, micro/macro organizzazione dei servizi, organico, competenza del personale), ma può anche comprendere modalità procedurali (valutazione dello stato ambientale, soluzioni operative da perseguire/evitare, tempi di risposta di esecuzione di una attività di monitoraggio) e di risultato degli specifici interventi.

L'elaborazione di disposizioni di leggi nazionali ed internazionali che fissino requisiti (criteri e standard) per la valutazione, la verifica, tramite ispezione, e la successiva certificazione delle attività svolte alla luce di tali requisiti è sicuramente

Tab. 1. Attività svolte dalla SMRA in regime del sistema di qualità

ATTIVITÀ	MISURE -CAMPIONI	COLLABORAZIONI
Partecipazione campagne nazionali di taratura ed interconfronto di gamma emettitori (1990-91 -1991-92)	misure spettrometriche gamma (Ge-HP) geometria Marinelli da 1 litro: matrici liquido acquose matrici solide (terreni)	ANPA ENEA-Casaccia: Laboratorio di metrologia delle radiazioni ionizzanti
Controllo concentrazione radionuclidi gamma nel latte (dal 1991)	misure qualitative e quantitative di Cs-137, Cs-134 e K-40 latte intero pastorizzato*	ANPA Centrale del latte di Roma
Ricerca sperimentale: modalità di ripartizione dei radionuclidi e tecniche di liofilizzazione nella conservazione del latte (1991)	misure qualitative quantitative di radionuclidi artificiali e naturali: Cs-137, Cs-134 e K-40 latte intero pastorizzato	ANPA
Campagna nazionale monitoraggio dei muschi bioindicatori di radioattività ambientale (I-II campagna 1992-93 / 1993-94)	raccolta dei campioni e misure qualitative-quantitative di radionuclidi artificiali e naturali: Cs-137, Cs-134 e K-40 muschi regione Campania	ANPA ISS Laboratori della rete naz. forestale Campania
Gruppo di lavoro spettrometria gamma nei terreni (dal 1992)	misure qualitative-quantitative di radionuclidi artificiali e naturali - esperienza diretta presso Passo Pura	ANPA ISS Laboratori della rete naz. ENEA - Casaccia
Controlli di radioattività ambientale (dal 1990)	acque potabili e superficiali, fanghi, sabbie, terreni, scarichi del materiale liquido radioattivo utilizzato dai vari laboratori interni al LC - CRI	Univesità "La Sapienza" di Roma
Controlli di radioattività: - matr. alimentari (dal 1990) - alimenti per le popolazioni in caso di emergenze naz. ed intemaz. (dal 1993)	misure qualitative-quantitative di radionuclidi: Cs-137, Cs-134 e K-40	CRI - Commissione controllo e collaudo del magazzino centrale

* I risultati delle misure effettuate sono pubblicati nel *Rapporto Annuale sulla Sorveglianza della Radioattività Ambientale in Italia* - ENEA-DISP. [6]

una fase avanzata di formalizzazione di una attività di accreditamento da tempo portata avanti dagli operatori del settore.

Il quadro di riferimento normativo è costituito dalle norme ISO serie 9000 ed in particolare dalle norme UNI CEI EN 45000 dove la UNI CEI EN 45001 riguarda l'accREDITAMENTO di un laboratorio di prova. [5]

2. CONTRIBUTO ED ESPERIENZA DELLA SMRA NELL'AMBITO DELLA RETE NAZIONALE

Le attività della SMRA svolte nell'ambito della Rete nazionale sono riportate in tabella 1. Nella stessa tabella sono riassunte altre attività svolte all'interno dell'Associazione CRI ed in collaborazione con l'Università "La Sapienza" di Roma.

Per quanto attiene alle strutture operative, la SMRA si inserisce in una organizzazione funzionale che, da qualche anno/ caratterizza il LC-CRI con l'obiettivo funzionale di svolgere periodicamente - al termine ed in fase di programmazione strategica delle attività di servizio - specifici interventi di promozione e di valutazione della Qualità (fig. 2). In figura l'algoritmo evidenzia il ruolo attribuito alla SMRA in tale organizzazione del lavoro. Questo servizio, come d'altronde tutti gli altri servizi del Laboratorio centrale, opera su precisi programmi di promozione della qualità elaborati assieme ad una Unità operativa (Unità di qualità la UQ), con il coordinamento e la verifica finale da parte della Direzione allo scopo di stabilire criteri e standard delle attività.

L'organizzazione tesa a promuovere la qualità non è solo tra i servizi ed il sistema di comando e di indirizzo, ma solo all'interno di ciascun servizio operativo:

nella seconda parte dell'algoritmo si evidenzia come la SMRA ha cercato di conseguire tali scopi sia a livello operativo che tecnico amministrativo.

3. PASSAGGIO DALL'ORGANIZZAZIONE FORMALE-TRADIZIONALE ALL'ORGANIZZAZIONE PER GRUPPI DI LAVORO INTEGRATI

Il lavoro di gruppo tra operatori con differenti professionalità è stato una via importante per definire obiettivi e standard di riferimento in una realtà dove, molto spesso, il confronto con l'esterno è sovente forzatamente limitato. Se con lo sviluppo orizzontale della elaborazione sotto un profilo strettamente tecnico i risultati ottenibili possono non essere sicuramente ottimali - perché l'elaborazione non è verticale e non va cioè in profondità - tale esperienza, però, ci ha permesso il superamento di alcuni tabù e la definizione di obiettivi più pertinenti alle funzioni delle attività di servizio. [5]

L'elaborazione di procedure e la stesura di protocolli comuni è stato il frutto del lavoro di gruppo di tutti i rappresentanti dei Laboratori inseriti nella Rete nazionale.

Il Gruppo operativo si è avvalso di strumenti di lavoro quali:

- l'uso di tecnologie avanzate;
- il coinvolgimento diretto nella organizzazione del lavoro;

- la possibilità di una autonomia gestionale (delega);
- l'aggiornamento e la formazione permanente del personale.

L'impegno richiesto da questa attività, anche se a volte è risultato superiore alle previsioni, ha avuto sicuramente un impatto positivo sulla valutazione della qualità del servizio espresso da:

- disponibilità di informazioni a livello nazionale ed internazionale;
- acquisizione di nuove conoscenze tecnico-scientifiche;
- consultazione di un archivio dati intra-extra laboratorio;
- scambio dei dati analitici;
- comprensibilità dei risultati, dei protocolli, etc.;
- semplificazione e funzionalità dell'iter organizzativo.

4. CONCLUSIONI

Considerata l'attuale situazione di riordino delle attività di prevenzione sanitaria ed ambientale nel suo complesso, la SMRA si auspica che tutto il lavoro fin ad oggi svolto dagli operatori della Rete nazionale possa migliorare in futuro: la necessità di parlare un "linguaggio comune" tra gli operatori e l'utenza con l'obiettivo di avviare un rapporto di trasparenza, la propedeuticità della certificazione del sistema qualità per la certificazione dei prodotti ed infine la riduzione della non conformità e dei costi derivati sono alla base di questa esigenza.

L'esperienza acquisita dalla SMRA nella Rete nazionale per la sorveglianza della radioattività ambientale ha consentito, dopo una faticosa fase preliminare, di operare in regime di qualità. Quanto affermato ci consente una continua messa a punto in termini di qualità e sicurezza delle procedure sperimentali previste dal laboratorio e/ allo stesso tempo, una rapidità di esecuzione permettendo un sensibile risparmio sia delle risorse umane che delle apparecchiature utilizzate assicurando, con flussi operativi più snelli e validi, una uniformità di prestazioni nell'ambito della nostra attività che garantiscano e qualifichino il risultato finale.

Fig. 1. "La rete" come strumento di collegamento di un "gruppo operativo"

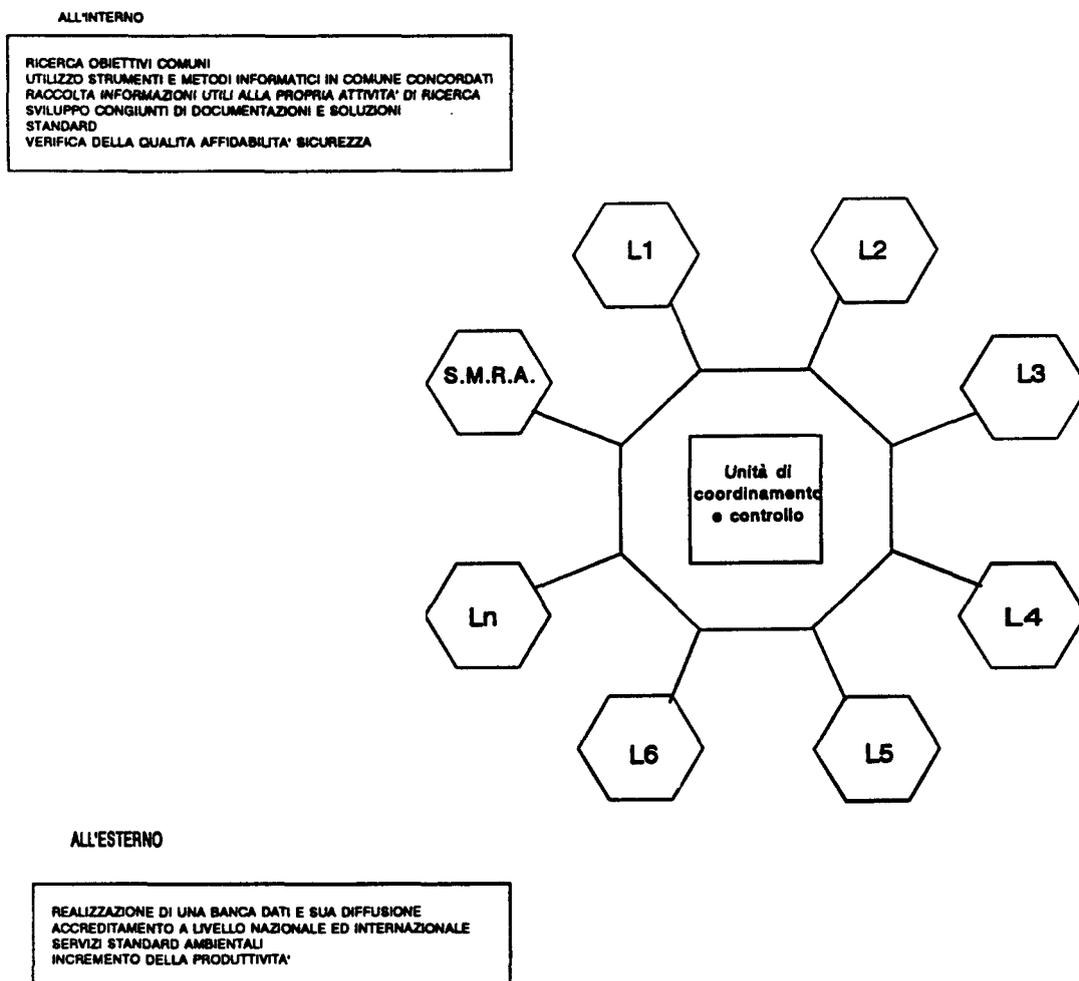
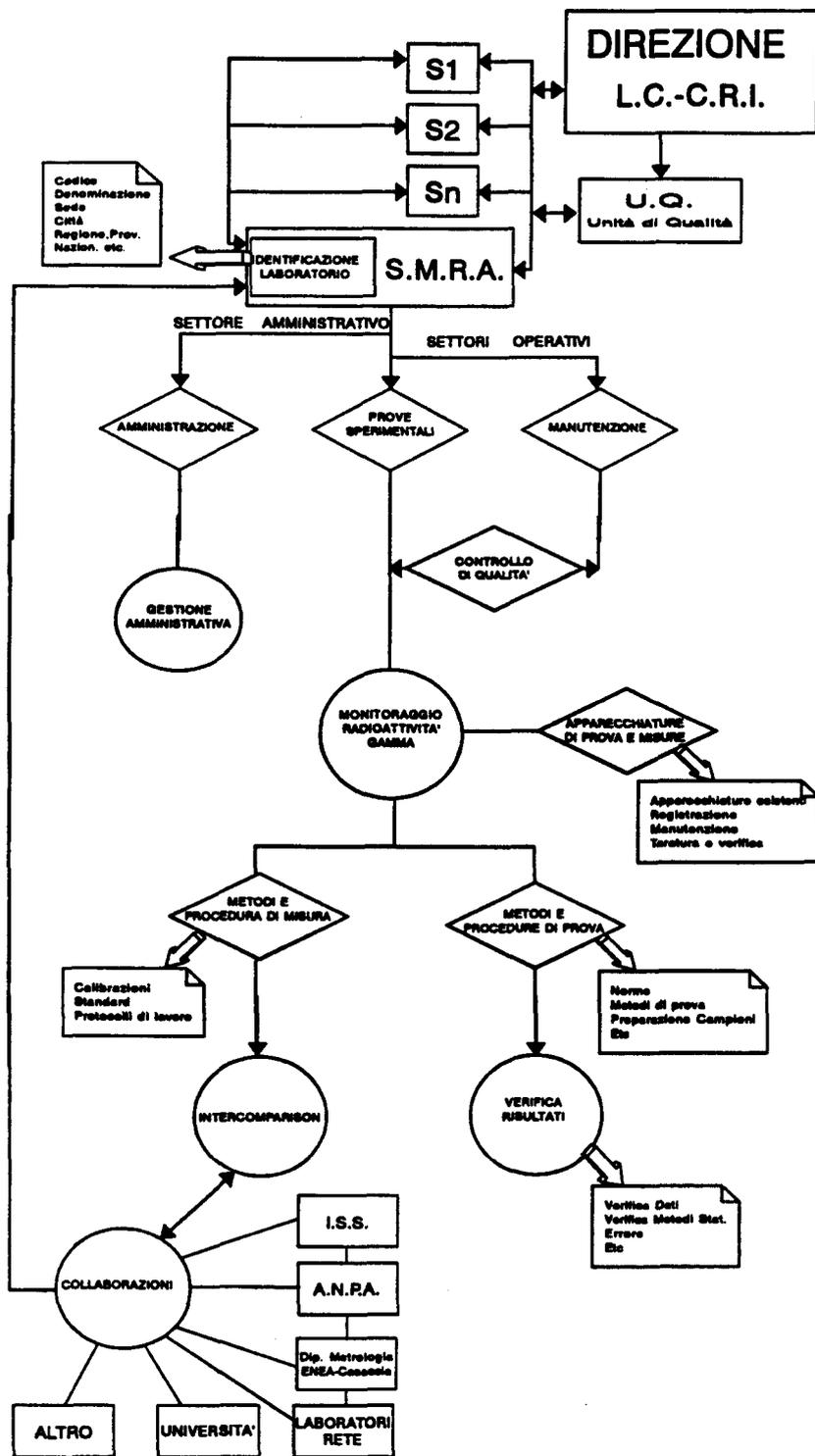


Fig.2. Organizzazione della SMRA in relazione alla attività di verifica della qualità intralaboratorio del LC-CRI



Bibliografia

- [1] Colloca, V. Di Matteo, A. Pellegrinotti, P. Piersanti, *Formazione e valorizzazione delle risorse umane come fattori di qualità*, "Medicina di Laboratorio" vol. 1, n.3, 1993.
- [2] A. Burlina, *La visione olistica della qualità*, "Medicina di Laboratorio" vol. 1, n.3, 1993.
- [3] P.L. Morosini, *Nuove tendenze dell'accreditamento alla luce del sistema di accreditamento australiano*, Rivista "Osservatorio Internazionale", 1992.
- [4] Norma Europea EN 45001, *Criteri generali per il funzionamento dei laboratori di prova*, CEN\CENELEC, 1989.
- [5] F. Filippazzi, G. Occhini, *Groupware, lavorare insieme, lavorare meglio*.
- [6] ENEA -DISP, *Rapporto Annuale Sorveglianza della Radioattività Ambientale in Italia*, vol. 1, Reti Nazionali 1991, pagg. 51-58 - vol. I - Reti Nazionali 1992, pagg. 63-68.

LIVELLI DI Cs-137 IN RAGAZZI PROVENIENTI DALLA BIELORUSSIA

*Lucia Sesana, Luisa Zaninelli
Istituto di fisica generale applicata, Università di Milano*

1. PREMESSA

A seguito dell'incidente nucleare accaduto il 26 aprile 1986 alla centrale termoelettronucleare di Chernobyl, una nube carica di radionuclidi, fra cui si sottolineano lo iodio 131, il tellurio 132, il cesio 137, il rutenio 106 (radioelementi volatili e gassosi), si è sparsa nell'atmosfera in una vasta area dell'Europa. Nuclidi poco volatili quali lo stronzio 90 e i diversi isotopi del plutonio si sono depositati sulle aree limitrofe alla centrale.

I vari paesi europei sono stati diversamente contaminati dalla nube radioattiva e all'interno di ciascun paese non si è verificata una contaminazione uniforme a causa della diversa intensità delle piogge che ha determinato grosse differenze dell'intensità del deposito umido. Nelle aree del Nord Italia si sono avute ricadute con punte massime fino a 37000-74000 Bq/m².

Ben differente è la presenza del cesio 137 e degli altri nuclidi menzionati sopra nelle aree dell'Ucraina, della Bielorussia e della stessa Russia, laddove a distanza di 30-50 km dalla centrale termoelettronucleare si sono osservate deposizioni fino a 20-50 volte maggiori. Le aree dove le ricadute sono state più elevate sono tuttora evacuate; nelle aree limitrofe, che pur presentano valori alti di contaminazione, la popolazione è rimasta sul posto. Sono state condotte recentemente alcune ricerche che hanno per oggetto lo studio di ragazzi abitanti sia nelle zone di Gomel sia nella zona di Mogilev, entrambe della Bielorussia, in particolare notiamo i lavori condotti dall'ENEA [1] ed i lavori di Tracy [2] e del gruppo di Hiroshima [3].

Nel corso dell'anno 1994 anche il nostro Istituto ha iniziato uno studio riguardante i livelli del cesio 137 presenti in ragazzi che vivono nelle aree della Bielorussia.

Di fatto nell'estate del 1994 oltre 700 ragazzi e ragazze della Bielorussia sono stati ospitati in Lombardia e in Piemonte presso famiglie nel quadro di un programma condotto dalla Lega per l'Ambiente.

La misura del radiocesio ha interessato sia la totalità del corpo, ovvero la misura di *total body*, sia le urine. La misura di *total body* è stata possibile a seguito della collaborazione dataci dalla Divisione di radioprotezione del Centro comune di ricerca di Ispra e dal Servizio di radioprotezione presso la centrale termonucleare dell'ENEL di Trino Vercellese, in entrambe queste sedi è presente una apposita strumentazione atta alla rivelazione dei radionuclidi emettitori gamma nel corpo: il *Whole Body Counter*. La camera WBC operante al Centro comune di ricerca di Ispra è attrezzata con un cristallo di ioduro di sodio di diametro 20,3 cm. La camera WBC operante a Trino Vercellese è fornita di un rivelatore al germanio.

Gli apparati di misura operanti in quei centri sono oggetto di accurate calibrazioni ed intercalibrazioni nel quadro di programmi pluriennali condotti dall'ENEA. La descrizione di queste operazioni è contenuta nei rapporti MIDIA [4].

Come si è già detto, accanto alle misure di contaminazione interna si sono effettuate analisi dei livelli di cesio 137 in campioni di mina degli stessi ragazzi, per stabilire la correlazione tra il livello del radionuclide contenuto nel corpo e quello contenuto nell'urina delle 24 ore.

Per l'analisi dei livelli di cesio 137 nei campioni di urina si è utilizzata una camera gamma presente nel nostro istituto.

La camera cubica di 80 cm di lato è costituita da pareti di piombo di spessore di 10 cm; la camera inoltre è rivestita internamente con un foglio di rame capace di assorbire le radiazioni secondarie emanate dal piombo. All'interno della camera è posto un rivelatore 3"x3" di ioduro di sodio associato ad un fotomoltiplicatore, il sistema di rivelazione è collegato ad un'usuale catena elettronica. I dati vengono registrati ed analizzati tramite un calcolatore.

La geometria utilizzata è quella del *beaker* di Marinelli.

2. RISULTATI DELLE MISURE

Si sono condotte misure di contaminazione interna su 70 dei 700 ragazzi ospitati in Lombardia e in Piemonte nei mesi di giugno, luglio e settembre 1994.

Gruppi di circa 8-10 ragazzi per volta, maschi e femmine di età compresa tra 8 e 15 anni, sono stati accompagnati per i rilevamenti nelle sedi di Ispra o di Trino Vercellese. Per 50 dei 70 ragazzi esaminati si sono effettuate le analisi sulle urine.

Nel grafico in figura 1 sono riportati in sintesi i risultati ottenuti tramite l'analisi WBC. I valori riportati nel grafico sono riferiti al giorno della partenza dei ragazzi dalla Bielorussia; si è tenuto conto del termine di decadimento lento rappresentato dal tempo lungo di dimezzamento biologico pari a 50 giorni.

I risultati a riguardo della contaminazione interna WB hanno evidenziato che in tutti i ragazzi da noi esaminati è presente il cesio 137.

Mediamente i livelli di cesio 137 appaiono non particolarmente elevati, fra 150 e 900 Bq. Fa eccezione un gruppo di ragazzi proveniente da Narovla in cui è stata riscontrata la presenza di cesio con valori da 3000 a 6000 Bq.

Nelle urine i livelli di cesio sono compresi nell'intervallo di valori: 2-72 Bq/kg.

Da un confronto fra questi dati e i dati del WBC appare come la quantità di cesio eliminata quotidianamente sia pressoché proporzionale al livello del radionuclide contenuto nell'organismo. Nella figura 2 sull'asse delle ascisse sono riportati i valori delle attività rilevate nei campioni di urina, espresse in Bq/giorno, mentre sull'asse delle ordinate sono inseriti i valori delle attività rilevate nel corpo, espresse in Bq.

La figura mostra una buona correlazione fra queste due quantità, però per alcuni ragazzi, i cui livelli di cesio nelle urine risultano più bassi di quello che ci si aspetterebbe dal valore del WB, i punti rappresentativi appaiono al di fuori della retta di correlazione.

Fig. 1. Istogramma di frequenza

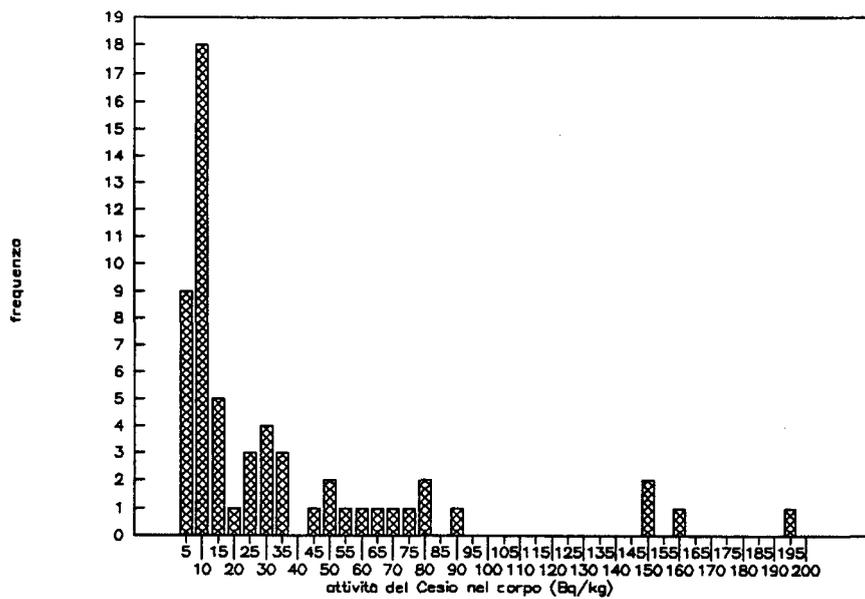
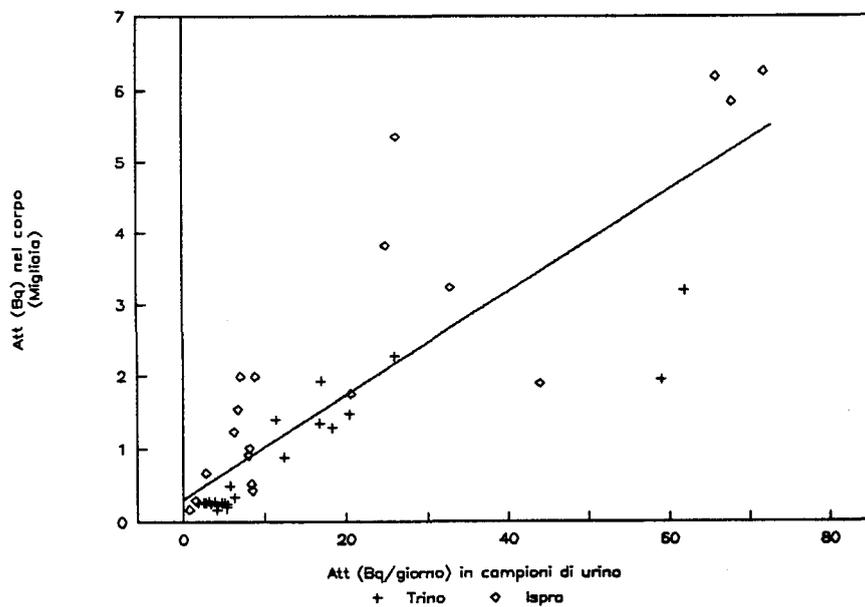


Fig. 2. Cesio 137: rapporto urine - WB



Bibliografia

- [1] G. Tarroni *et al.*, *Evaluation of Cs-137 internal contamination in children by means of Whole Body Counter measurement*, "Radiation Protection Dosimetry", vol. 41 No. 2/4 pp. 223-227,1992.
- [2] B. L. Tracy *et al.*, *Radiocesium in children from Belarus*, "Health Physics" 66(4) pp. 439-443,1994.
- [3] Masaharu Hoshi *et al.*, *Cs-137 concentration among children in areas contaminated with radioactive fallout from the Chernobyl accident: Mogilev and Gomel oblasts, Belarus*, "Health Physics" 67(3) pp. 272-275,1994.
- [4] ENEA, Ente per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente Rapporto Midia 1991, *Rassegna dei Whole Body Counter operanti in Italia*, Annesso.

VALUTAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE DI Cs 137 NEL TERRENO E DISTRIBUZIONE IN FUNZIONE DELLA PROFONDITÀ, IN LIGURIA (confronto tra due metodiche)

M.G. Corso, S. Maggiolo, M. Roberti, M. Bussallino, M. Calmiero, L. Garbarino
CRR - Liguria e/o Lab. Fisico PMP Genova

1. PREMESSA

Attualmente è in atto, sul territorio ligure, una campagna di misura volta alla determinazione della concentrazione di Cs-137 nel terreno ed al suo andamento in funzione della profondità dello stesso. Nell'ambito di questa indagine vengono messe a confronto due tecniche diverse: campionamento del terreno, trattamento opportuno e successiva misura con spettrometri al germanio in geometria di Marinelli e misure spettrometriche direttamente sul campo con germanio HpGe portatile secondo il protocollo di H.L. Beck *et al.* [1].

In ogni sito prescelto, secondo le indicazioni del protocollo ENEA, vengono adoperate entrambe le tecniche, inoltre il campione di terreno viene sezionato in sottocampioni al variare della profondità, in base alla concentrazione di Cs-137, misurata nelle singole sezioni, si determina l'andamento in funzione della profondità e da questo si risale al coefficiente di rilassamento della distribuzione con il quale si calcola la concentrazione superficiale [1].

Nelle misure finora effettuate si sono riscontrati risultati confrontabili tra le due tecniche. I dati sulle distribuzioni di Cs-137 in profondità risultano in accordo con quelli in bibliografia [2]; è evidenziata una forte concentrazione entro i primi 6 cm.

E' in corso un'analisi sulle correlazioni tra le distribuzioni e le principali caratteristiche dei suoli indagati come: ph, contenuto di materiale organico, composizione mineralogica ai quali è fortemente legato il meccanismo di scambio ionico da cui dipende la penetrazione del cesio.

2. METODI E STRUMENTI

Operativamente vengono seguite le procedure standard indicate nei protocolli elaborati dall'ENEA-DISP/ANPA sia per quanto riguarda il campionamento del terreno sia per le misure di spettrometria in campo.

Sul campo viene eseguita una misura di spettrometria gamma mediante uno spettrometro portatile posizionato su un treppiede con il cristallo alla distanza di 1 m dal terreno. Il tempo di misura, pari ad 1 h, risulta sufficiente per ottenere una buona statistica di conteggio sul picco del Cs-137.

Il campionamento viene effettuato mediante un carotatore cilindrico dotato di fessure longitudinali tali da permettere un sezionamento del campione al variare della profondità.

Sui campioni di terreno trattati viene effettuata un'analisi spettrometrica gamma in laboratorio.

Tab.A

Località	Attività Cs-137 (Bq/Kg)
Cima dell'Inferno	67,4 ±3,5
Monte Beigua	78,5 ±4,1
Passo Faiallo	74,0 ±3,9

Tab.B

Località	Attività Cs-137 (Bq/mq)
Cima dell'Inferno	14116,4 ±1064,7
Monte Beigua	13813,5 ± 1044,7
Passo Faiallo	11115,6 ±844,4

Tab.C

Località	a/p (cmq/g)
Cima dell'Inferno	0,144 ±0,024
Monte Beigua	0,205 ±0,029
Passo Faiallo	0,250 ±0,018

Tab.D

Località	Attività Cs-137 (Bq/mq)
Cima dell'Inferno	10289,7 ±1706,2
Monte Beigua	13839,7 ±2059,7
Passo Faiallo	11326,8 ±1097,1

Tab.E

Località	in campo Attività (Bq/mq)	in laboratorio Attività (Bq/mq)
Cima dell'Inferno	10289,7 ±1706,2	14116,4 ±1064,7
Monte Beigua	13839,7 ±2059,7	13813,5 ±1044,7
Passo Faiallo	11326,8 ±1097,1	11115,6 ±844,4

Le indeterminazioni sono espresse a 1 sigma.

2.1. Analisi spettrometrica su campione di terreno

Il campionatore è costituito da un tubo di ferro di spessore pari a 0,5 cm e lunghezza 70 cm. Il suo diametro risulta 11,5 cm tale da fornire un'area campionata pari a circa 104 cm². Attraverso le 4 fessure longitudinali di 1,5 cm circa è possibile sezionare la "carota" in sottocampioni di spessore opportuno. Tale strumento rende possibile carotare fino ad una profondità di circa 30 cm.

Il campione prelevato viene trattato con le seguenti modalità:

- sezionamento in strati di spessore variabile (3+5 cm);
- essiccazione dei campioni in stufa a 50° per almeno 48 h;
- setacciatura e prima separazione dello scheletro;
- polverizzazione, successiva setacciatura (0/85 mm) e seconda separazione dello scheletro;
- inserimento dei campioni in contenitori con geometria da 100 cc;
- pesatura dei contenitori e dello scheletro.

I campioni così ottenuti vengono posti in conteggio su un rivelatore al germanio (HpGe - Silena) di tipo N con efficienza intrinseca pari al 25% per un tempo pari a 20.000 sec, sufficienti ad ottenere una statistica minore del 10%.

I risultati delle analisi spettrometriche vengono utilizzati al fine di ottenere l'andamento sperimentale della concentrazione di Cs-137 in funzione della profondità del terreno (vedi figg. 1,2,3).

I campioni contenuti nei barattolini da 100 cc una volta misurati vengono mescolati in modo tale da ottenere un unico campione omogeneo, introdotto in un *beaker* da mezzo litro e misurato su spettrometro gamma di tipo già illustrato.

I risultati delle analisi sono riportati nella tabella A.

Utilizzando la relazione, indicata nella bozza di protocollo del giugno '94 [3], che lega l'attività espressa in mq a quella espressa in Kg, si ottengono i valori riportati nella tabella B.

2.2. Analisi spettrometrica in campo

Per le misure di spettrometria gamma sul campo, viene utilizzato un germanio portatile HpGe Canberra con efficienza relativa pari al 25%; sul cristallo è montata una finestra di Be che ne aumenta l'efficienza alle basse energie. L'elettronica utilizzata è inserita nel modello S10 Canberra.

Lo strumento è posizionato, mediante un treppiede con il cristallo rivolto verso il terreno alla distanza di 1 m. Lo spettro è acquisito su 4096 canali e successivamente elaborato con software Omnigamm n Ortec. La durata della misura è pari a 3600 sec, e la statistica di conteggio media sul picco del Cs-137 risulta essere inferiore all'1%.

Lo strumento portatile è stato calibrato in efficienza mediante l'uso di sorgenti puntiformi ad energie differenti (0,166 + 1836 MeV) poste sulla perpendicolare ad 1 m dalla superficie del rivelatore (vedi fig. 4). I valori di attività in situ sono

calcolati mediante il protocollo indicato da I.K. Helfer e K.M. Miller [4] ed in particolare con la relazione:

$$Nf/A = (Nf/No) \cdot (No/fi) \cdot (fi/A)$$

- fi: flusso di fotoni incidenti sul rivelatore per unità di tempo e superficie;
No/fi: valore dell'efficienza del rivelatore relativa alla riga del radionuclide di interesse nella misura in campo;
Nf/No: è il termine che tiene conto della risposta angolare del rivelatore, in relazione alla geometria della sorgente;
fi/A: parametro che mette in relazione il flusso di fotoni non diffusi con la concentrazione nel terreno di un particolare radionuclide.

Il parametro fi/A è ottenuto dal calcolo del coefficiente di rilassamento della distribuzione del Cs-137 nel terreno; infatti data la distribuzione teorica:

$$\text{conc} = K \cdot \exp(-a \cdot Z)$$

mediante interpolazioni al calcolatore, si ricava il valore del coefficiente di rilassamento della distribuzione in corrispondenza del quale la concentrazione risulta circa il 37% di quella superficiale.

Ottenuta la densità p del terreno sperimentale, si calcola il rapporto a/p (tab. C) con il quale si risale al flusso di fotoni incidenti sul rivelatore per unità di tempo e superficie mediante delle tabelle [4]. Noti tutti i parametri della relazione si ricava il valore di attività superficiale (tab. D).

3. RISULTATI E CONCLUSIONI

I dati ottenuti mediante le due diverse tecniche di misura risultano confrontabili, nell'ambito degli errori (2 sigma) sperimentali (tab. E).

Pur essendo il numero delle misure trattate ancora insufficiente per tentare un'analisi statistica correlativa, i risultati ottenuti indicano la correttezza delle metodiche utilizzate. In realtà sono state effettuate altre misure, non citate poiché le analisi spettrometriche sulle sezioni evidenziavano che alle diverse profondità l'attività del Cs-137 era comparabile e ciò può essere indice di un rimescolamento del terreno.

Tra i molteplici sviluppi futuri risultano particolarmente interessanti:

- mappatura dell'intero territorio regionale;
- eventuale individuazione di un coefficiente di rilassamento medio rappresentante la situazione al momento della campagna, valutazione dell'influenza degli agenti atmosferici nel tempo sullo stesso ripetendo le misure a scadenze opportune;
- analisi correlative tra le concentrazioni di radiocesio e i parametri caratteristici del suolo.

Fig.1

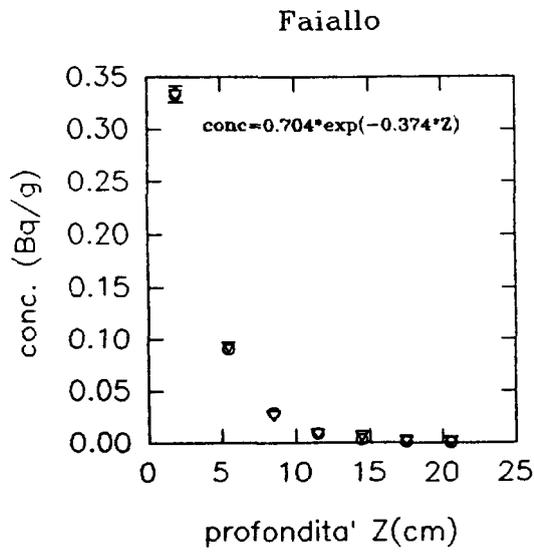


Fig.2

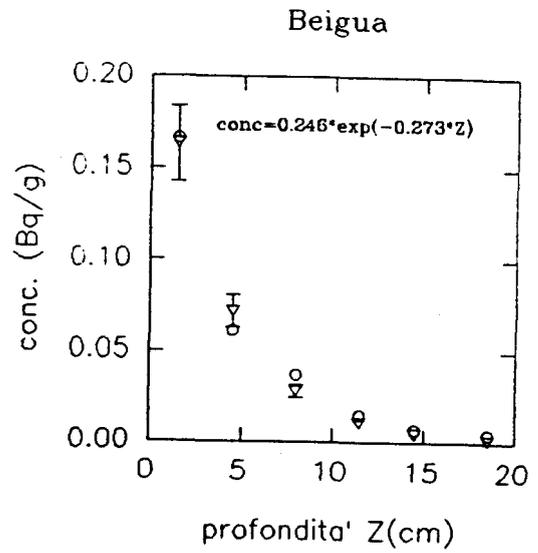


Fig.3

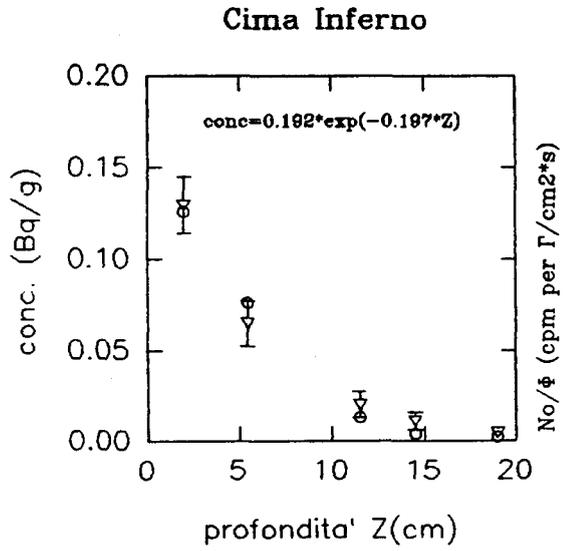
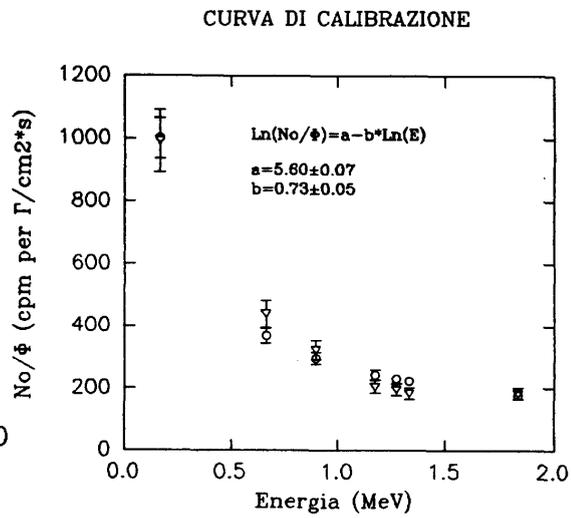


Fig.4



Bibliografia

- [1] H.L. Beck *et al.* HASL, *In situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry*, 258 09/ 92.
- [2] N. Filipovic-Vincekovic *et al.*, "Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry", vol. 148, n. 1 (1991) 53-62.
- [3] *Protocollo campionamento suoli*. Bozza a cura di C. Giovani (SFS - Osp. Udine).
- [4] [4]. Helfer and K.M. Miller, "Health Physics", vol. 55, n. 1 (1988) 15-29.

CRR - LIGURIA: ATTIVITÀ

M.G. Corso, S. Maggiolo, M. Roberti
CRR - Liguria a/o Laboratorio Fisico PMP Genova

I. PREMESSA

Il controllo della radioattività ambientale è finalizzato alla protezione della popolazione dagli effetti dannosi delle radiazioni ionizzanti presenti nelle matrici ambientali, alimentari e di altra natura derivanti da emergenze o fenomeni temporanei.

Si seguono strategie di monitoraggio differenziate: routinario su campioni, ambientale mediante progetti speciali, di sorveglianza continua come addestramento, di emergenza a seguito di incidenti. A questo scopo, nel 1994, il CRR-Liguria ha operato attraverso:

- campionamento alimentare,
- controllo sul territorio,
- controllo sui rottami ferrosi,
- collaborazione con enti diversi,
- informatizzazione territoriale.

Il controllo delle matrici alimentari si sviluppa sulle 4 province della regione, su base annuale, a cadenze variabili, per tipo di campione. I campioni analizzati sono il 40% del totale previsto a causa dell'indisponibilità della USL a fornire mezzi adeguati.

Il controllo del territorio, avviene mediante la misura della dose assorbita e indagini spettrometriche su campioni di terreno e di bioindicatori. I dati vengono correlati alle misure effettuate sul campo (HpGe portatili) valutando la concentrazione di contaminanti nel terreno.

Sono affrontate le problematiche relative alla concentrazione di radon in locali frequentati da soggetti della popolazione particolarmente a rischio come i bambini, mediante campagne di misura mirate. L'aria viene monitorata mediante un'unica stazione di prelevamento in Genova valutando la presenza di metalli pesanti ed eventuali contaminanti radioattivi.

Grazie alla presenza sul territorio di importanti porti commerciali, il controllo sui rottami ferrosi rappresenta una consistente percentuale delle attività totali, inoltre tali prestazioni vengono fatturate.

Sono in atto convenzioni e collaborazioni con altri enti quali l'Università, Vigili del fuoco per la progettazione e la realizzazione di sistemi di misura e per la realizzazione di misure di radioattività in condizioni particolari, Il personale del CRR-Liguria partecipa come esperto ad attività didattiche presso enti.

E' in fase di realizzazione un archivio informatizzato delle sorgenti radioattive liguri, fondamentale per l'analisi delle problematiche ambientali connesse.

Tab.A

aria
particolato atmosferico
terreno
acque potabili latte
carne bovina
carni diverse
pesci prodotti orticoli
frutta fresca
cereali
pasta alimentare e farina
bioindicatori

Tab. B

Periodo 1 gennaio - 30 settembre 1994	
Container	420
Carri ferroviari	2629
Autocarri ed autorticolati	243
Fusti	563
Sacchi	98

Tab. C

Conc. max. Cs-137	
Matrici alimentari	96,2 ± 6,9 Bq/kg
Bioindicatori	1344,0 ± 78,7 Bq/mq

2. CAMPIONAMENTO MATRICI

Nella tabella A sono riportate le matrici alimentari ed ambientali che saranno campionato per ogni provincia, non appena il programma sarà completamente a regime.

Al momento l'attività riguarda circa il 40% del totale, in quanto le difficoltà organizzative con le varie strutture sul territorio non consentono di operare al massimo delle possibilità. In ogni caso, stante l'attuale fase di collaborazione avviata, si ritiene verosimile di arrivare al completamento delle campionature con la frequenza prevista entro il 1995.

Le catene spettrometriche utilizzate sono:

- Silena con rivelatore HpGe tipo N efficienza 25%;
- Ortec con rivelatore HpGe tipo P efficienza 25%.

La minima attività rilevabile, riferita al picco da 661 KeV del Cs-137, sulle catene di cui sopra è rispettivamente di 0,11 Bq/Kg e 0,08 Bq/Kg. Le misure vengono effettuate in geometria di Marinelli da 1 litro, per un tempo di conteggio di 5000 secondi; qualora la statistica non soddisfi pienamente le esigenze, i tempi di misura sono aumentati fino a 50.000 secondi, il 50 % circa è risultato superiore alla *mar* (vedi tab. B).

3. COLLABORAZIONE CON ENTI VARI

Nel corso del 1994 sono stati sviluppati programmi di collaborazione in particolare con il Comando dei Vigili del fuoco e con il Dipartimento di fisica dell'Università di Genova.

Con i mezzi ed il personale dei Vigili del fuoco si sta organizzando una campagna atta a misurare la concentrazione di radon presente in alcune grotte della regione Liguria.

La collaborazione con il Dipartimento di fisica ha già permesso la realizzazione di supporti vari per le misure di campagna del laboratorio.

Inoltre è stato completato un corso di aggiornamento per il personale tecnico del laboratorio con particolare riguardo, oltre che agli aspetti fisici, a quelli strumentali e di misura.

Attualmente è in fase di realizzazione una catena spettrometrica beta-gamma in anticoincidenza. Recentemente sono stati presi contatti con enti e scuole di formazione ed aggiornamento (IRSAE e ENFAP).

4. INFORMATIZZAZIONE TERRITORIALE

Nel corso del 1994 è stato avviato un programma di informatizzazione atto a registrare tutte le sorgenti radiogene, naturali ed artificiali, presenti sul territorio.

Quanto sopra, soprattutto nel caso di radionuclidi, al fine di poter valutare meglio l'impatto ambientale dei rifiuti radioattivi, tramite misure da effettuarsi sugli scarichi in fogna degli impianti di smaltimento dei rifiuti.

Parallelamente si sta creando un archivio con i dati relativi ai container ed ai carri ferroviari misurati nell'ambito delle attività circa i controlli sui materiali ferrosi, in fine di questo tipo di attività sta nel fatto che l'esperienza ormai acquisita nel campo dei controlli sui materiali ferrosi ha dimostrato come i mezzi di trasporto di detti materiali siano quasi sempre gli stessi usati a rotazione.

Pertanto l'archivio dei dati relativi si spera che possa consentire in ogni caso una migliore e più precisa conoscenza della globalità del fenomeno.

Inoltre è prevista, non appena saranno a regime i prelievi riguardanti le matrici alimentari, l'istituzione di un registro informatico contenente le matrici analizzate ed i relativi valori misurati, onde consentire nei tempi futuri una lettura storica dei dati archiviati.

5. CONTROLLO SUI ROTTAMI FERROSI

Considerando i confini della regione Liguria, il carico di lavoro in questo settore è stato sicuramente notevole. A tal uopo sono state dedicate molte ore dell'attività del CRR, con profusione di uomini e mezzi, in particolare gli interventi sono stati effettuati con:

- Silena mod. Snip con sonda a NaI(Tl) da 1" x 1";
- Victoreen mod. Thyac con sonda GM a finestra sottile;
- Nardeux mod. Ipab-71 con sonda NaI(Tl) da 1,5" x 1,5".

Inoltre in taluni casi si è provveduto ad effettuare prelievi e misurazioni in laboratorio con le catene spettrometriche fisse, mentre in altri casi si è operato con rivelatori al germanio portatile (vedi tab. C).

Una percentuale pari all'1,7 %, su un totale di 3953 controlli, ha evidenziato la presenza di materiale contaminato.

In particolare è stata riscontrata la presenza di Cs-137 in 60 campioni di residui di fonderia, prelevati da altrettanti container. L'attività totale, di ciascun container, risultava compresa tra 0,14 MBq e 12,3 MBq.

6. CONTROLLO SUL TERRITORIO

Oltre alle misure riguardante l'attività dei terreni, di cui si riferisce in parte, il CRR si è anche occupato della valutazione della qualità dell'aria con misure relative alla presenza di metalli pesanti, come documentato dai grafici allegati.

Inoltre, i filtri di raccolta sono sottoposti a conteggio beta-gamma. Attualmente questa fase è operativa solamente in una stazione (Genova).

7. PROGRAMMI FUTURI

Nel prossimo anno di attività si prevede di:

- portare a regime il campionamento delle matrici alimentari;
- completare il progetto di informatizzazione, integrandolo con i dati relativi alle matrici alimentari;
- completare la campagna radon nelle 300 scuole individuate della regione.
- ampliare ed estendere sulle 4 province l'analisi dei filtri sulla qualità dell'aria, grazie alla collaborazione dei Vigili del fuoco;
- correlare i dati dell'aria con i dati meteorologia;
- istituire un apposito registro informatico.

PROSPETTIVE PER IL CONTROLLO BIOLOGICO DELLA QUALITÀ DELL'AMBIENTE

Mauro Cristalli
Università di Roma "La Sapienza"
Dipartimento di biologia animale e dell'uomo

1. INTRODUZIONE STORICO-CRITICA

La fisica moderna riuscì ad imporsi tra le altre scienze allorché, fin dai suoi esordi, puntò l'attenzione sui sistemi deterministici suscettibili di interpretazione matematica e seppe in tal modo procrastinare ai tempi attuali l'interpretazione dei sistemi non controllati e dei sistemi caotici, tematiche che furono riprese di recente grazie alla possibilità di elaborare automaticamente grossi numeri di dati. Di recente si è trovato che nell'ambito di tali sistemi possono essere ricondotti i modelli organizzativi di gran parte dei sistemi viventi [1], Poco importava quindi che questi ultimi, per definizione "sistemi aperti", contraddicessero per la loro stessa organizzazione funzionale il terzo principio della termodinamica. I biologi intanto si arrangiavano, ancora sino ad una ventina di anni fa, con interpretazioni "paravitaliste", cioè con le tautologie del vivente della serie *Omnis vivum e vivo*, *Omnis cellula e cellula*, che ne minavano pesantemente la credibilità scientifica. Fu nell'ultimo ventennio, soprattutto per merito del chimico Prigogine, che fu risolta tale contraddizione ricostruendo i complessi flussi energetici tra organismo vivente e mondo esterno.

Ma intanto la costruzione di sistemi sperimentali basati sul metodo deduttivo forniva alla fisica teorica la base per imporre le metodologie deterministico-matematiche a tutte le altre scienze, le quali dovevano rifarsi teleologicamente al modello della fisica stessa, forzandole a ridurre i propri intrinseci limiti di incertezza [2]. In questo contesto storico le buone possibilità di quantificazione ottenibili nell'analisi delle fonti di radioattività indusse alcuni a ipotizzare l'infallibilità prospettica della fisica medica, altri a pensare di poter dominare per lo sfruttamento energetico interi settori produttivi legati alle fonti di radioattività. La radioprotezione nacque proprio da questi presupposti, che tentano di vincolare le scienze biologiche a fornire previsioni indiscutibili di danno a partire da una base materiale, l'organismo vivente, che paradossalmente invece si caratterizza proprio per la sua intrinseca variabilità. Si costrinse così la biologia a ritornare alla necessità di uniformità "a tutti i costi", che nel "secolo dei lumi" aveva già caratterizzato l'impostazione meccanicistica linneana (*Varietates minimas non curai botanicus*); tutto ciò in epoca moderna, quando si era già potuto evidenziare, a partire da Darwin e Wallace, che la biologia non può mai prescindere dalla complessità di sistemi variabili, i viventi, che non vengono creati dall'uomo come le macchine, e nei quali paradossalmente è proprio l'errore casuale che diviene fattore di cambiamento. Nonostante questa contraddizione, la biologia sperimentale, frazionando il sistema vivente nelle sue componenti, ottenne notevoli

e importanti risultati, che si limitarono alla ricostruzione anatomico-funzionale dei sistemi complessi più stabili (cellula, organismo, specie). Le categorie di complessità al di sopra della specie, come quelle artificiali della tassonomia, per autodefinizione interpretative dei fenomeni evolutivi, (famiglie, ordini, classi, etc.), o della sintassonomia, interpretative dell'organizzazione biocenotica (facies, alleanze, associazioni, ecc.), si mostravano invece meno deterministiche e quindi meno soggette a prevedibilità, perché troppo remote, come livello di organizzazione, dal programma cellulare primario iscritto negli acidi nucleici dei singoli specifici componenti.

Nel frattempo i sistemi inquinati da fonti di polluzione non di origine fisica (e.g.: xenobiotici chimici), proprio perché meno caratterizzati da prevedibilità, vennero, fino a meno di un decennio fa, lasciati all'empirismo degli indici di letalità, sottacendo intuizioni logiche molto elementari: e.g. che il danno non sempre è mortale, che di cause di danno ce ne può essere più d'una, che la cancerogenesi non è l'unico danno riscontrabile e quantificabile. All'inizio, gli inquinanti chimici furono addirittura non considerati nei sistemi messi a punto per determinare la prevedibilità del rischio in campo ambientale, privilegiando la radioecologia, perché teoricamente più suscettibile di quantificazione. Solo successivamente, con una radice lessicale diversa, sorse l'ecotossicologia come disciplina a sé, pur trattando ambedue le discipline di inquinanti ambientali. Questa netta separazione fu volutamente perseguita per rendere l'industria nucleare più rigidamente "trincerabile" (sensu Collingridge [3]), ossia solidamente difendibile anche attraverso il più controllabile settore "scientifico" della radioprotezione, ed ebbe la conseguenza di determinare proprio la carenza degli studi sul danno interattivo fisico-chimico. Tale fittizia separazione in Italia cominciò ad entrare in crisi solo nel 1979, a seguito delle istanze ecologiste, anche attraverso l'opera di trasformazione del CNEN (Comitato nazionale per l'energia nucleare) in ENEA (Comitato nazionale per la ricerca e per lo sviluppo dell'energia nucleare e delle energie alternative), che pretese poi di accentrare le competenze di ecotossicologia che in passato aveva precluso. Cosicché anche il concetto complessivo di xenobiotico (radionuclidi + sostanze chimiche estranei all'organismo) fu introdotto solo in quegli anni, nei quali si assisté ad una tendenza mondiale verso i tentativi di riconversione delle fonti energetiche. Fino a quel periodo per spiegare i più diversi fenomeni si ricercavano cause singole; oggi si riconosce universalmente che fenomeni più complessi possono essere spiegati solo ricorrendo alle concause che li provocano (concetto di sinergia). Grazie alla attuale possibilità di elaborare e interpretare informaticamente e statisticamente grosse matrici di dati, si è andata capovolgendo la suddetta tendenza interpretativa, proprio accumulando dati mirati alla risoluzione dei problemi territoriali causati dalla diffusione degli xenobiotici. Ciò senza trascurare i suggerimenti per le ricerche di base e per gli approfondimenti sperimentali, i quali provengono proprio da un approccio di tipo naturalistico basato su osservazione e comparazione [2]. La constatazione opposta che sistemi anche molto diversi tra loro possano funzionare in maniera simile, porta oggi a considerare con una nuova attenzione il criterio di comparabilità dei sistemi biologici formulato da Couvier nel 1800, corredato dei principi di connessione, correlazione, convergenza, divergenza, omologia e analogia, plesiomorfia e apomorfia che ne completano le potenzialità informazionali, rendendo generalizzabile il concetto anche per i sistemi ecologici.

Solo l'epidemiologia, scienza eminentemente di tipo induttivo, ma con un notevole potenziale di interpretabilità statistica [4], aveva già posto in dubbio l'infallibilità dei sistemi deterministici messi in atto da coloro che Tiezzi [5] nel loro insieme bonariamente chiama "apprendisti stregoni". Ma se questa espressione è azzeccata/non è invece un atto di fede quello che l'Autore chiama "il primato della biologia"? E realizzabile tale previsione in un contesto in cui la problematica ecologica è volutamente demandata a figure professionali che non presentano una formazione biologico-naturalistica e tra le quali paradossalmente compaiono in primis proprio quelle storicamente più responsabili dell'attuale dissesto ambientale? L'approccio "generalista" di molti professionisti o "tuttologi" dell'ecologia deriva spesso dalla loro collocazione in un ambito disciplinare non scientifico; al contrario l'impostazione naturalistica parte da fatti anche molto particolari per arrivare solo successivamente a formulazioni di carattere generale o globale. In un siffatto ambito scientifico le eventualità di confutazione e di falsificabilità (sensu Popper) divengono più elevate e quindi le relative deduzioni più attendibili, proprio in forza del metodo basato sui fatti oggettivi e sulla corretta sperimentazione: tali informazioni scientifiche divengono così meno spendibili sul mercato dell'informazione, il quale in compenso tende ad appropriarsi a costo zero proprio dei dati di input di matrice scientifica.

2. PROPOSTE PER NUOVI APPROCCI OPERATIVI ALLA RICERCA ECOLOGICA AI FINI DELLA GESTIONE TERRITORIALE

Le metodologie di controllo attualmente in uso nelle aree destinate a produzione energetica (e.g. Vadosca [6]) risentono di concezioni ormai obsolete sulle potenzialità di valutazione del rischio territoriale, che si traducono spesso nell'imprevedibilità degli incidenti e che tendono viepiù all'inadeguatezza conseguente all'obsolescenza degli impianti stessi.

Anzitutto vanno rivisitati, alla luce delle moderne conoscenze anche in campo informatico, i rapporti epistemologici! tra scienze ad approccio induttivo e moderna filosofia del rischio, utilizzando figure professionali di sicura competenza e credibilità, selezionate nell'ambito di esperti di livello internazionale che si pongano come garanti. L'elevata componente di casualità che si riscontra negli eventi a rischio, come in tutti i sistemi aperti quali quelli territoriali, porta alla necessità di costituire ai fini preventivi, migliorando e incentivando i sistemi di controllo già in uso, reti di rilevazione dei dati estremamente più sofisticate e sensibili di quelle impiegate attualmente, ma tecnologicamente meno complesse; i sistemi ad elevato contenuto tecnologico, infatti, tendono in genere a complicare la loro stessa gestibilità fino a renderli antieconomici [7].

Per l'individuazione dei siti da controllare non ci si dovrebbe limitare ai soli impianti in progetto, secondo l'attuale concetto di VIA (Valutazione di impatto ambientale), ma individuare attivamente tutti gli impianti a rischio, soprattutto laddove risultino obsoleti, al fine di costituire una rete di monitoraggio ambientale estendibile anche ad altri paesi europei e ricordando in proposito, attraverso l'esperienza di Chernobyl, le potenzialità concrete del rischio extraterritoriale [8].

Nelle situazioni ambientali critiche, identificate per tipologie caratteristiche, occorre rilevare un maggior numero possibile di parametri (batterie di indicatori sec. Loprieno [9]) volutamente mirati alla rilevazione attiva del danno: infatti, il fatto che non sia stata dimostrata l'esistenza di un danno non vuoi dire che il rischio non esista.

L'ambiguità degli stessi concetti interconnessi di effetto stocastico e non stocastico sta nel fatto che uno stesso danno può essere prevedibile e non prevedibile a seconda dei criteri di rilevazione che si utilizzano: in tal modo basse dosi di radioattività potrebbero provocare o meno un evidenziabile danno mutagenetico (e.g. il crescente tasso di cellule micronucleate nel sangue di micromammiferi selvatici è risultato significativo in correlazione positiva col crescente grado di contaminazione ambientale causato dall'effetto Chernobyl [10]).

Tali nuovi parametri possono basarsi sul criterio della diversità biologica (cenosi vegetazionali e dei popolamenti animali) e sugli indici relativi desumibili dai dati raccolti [11, 12,13]. Essi vanno accompagnati da misure periodiche del danno reale su bioindicatori viventi prescelti per il loro potenziale interpretativo del danno. Questo può essere rilevato tramite analisi mutagenetiche, di patogenicità e tramite rilevazione delle alterazioni fonetiche, della bioconcentrazione di xenobiotici negli organi e della verifica della presenza di prodotti dismetabolici causati dalle sostanze inquinanti [14], ma può essere rilevato anche attraverso lo studio delle alterazioni degli equilibri biocenotici, degli epifenomeni infestativi, delle cenosi microbiologiche e parassitologiche. Tutte rilevazioni che devono essere effettuate puntualmente avvalendosi di un capitale umano di elevata qualificazione, oggi spesso sottoutilizzato, come i biologi e i naturalisti. Il contenuto informativo dei parametri in uso nei bioindicatori aumenterebbe notevolmente, poiché non sarebbe limitato alle rilevazioni fisiche o chimiche, ma si potrebbe estendere a tutte le componenti chiave dell'ecosistema in esame.

In tal senso vale l'esempio dell'iceberg con pinnacoli: gli effetti che rileviamo discontinuamente sono fuori dall'acqua e possono sembrare separati tra loro; sappiamo però che la gran parte del sistema che non conosciamo è sotto l'acqua ed è plausibilmente interconnessa.

Vanno inoltre individuati tutti i possibili fattori di variabilità (sito, età, gruppo ambientale, sesso, stagione, etc.) relativi ai gruppi a rischio prescelti come bioindicatori, studiandone appositamente i dati, da raccogliere con opportune periodicità, ai fini di un soddisfacente monitoraggio e avvalendosi per l'interpretazione dei moderni *package* statistici dell'analisi multivariata [15].

I bioindicatori infatti costituiscono l'esemplificazione più completa delle trasformazioni ecologiche e biologiche che avvengono in luoghi spazialmente e temporalmente separati, in comparti biologici diversi (specie, sesso, età, organi e tessuti) e per tipologie diverse di impatto di origine antropica e/o naturale, al fine di desumere il grado di vulnerabilità ambientale e per riassumere dunque lo stato di realtà ambientali complesse e altamente interattive [16].

Pertanto in questa chiave interpretativa anche l'epidemiologia umana, in quanto dotata di metodologie da più tempo consolidate, può assumere il valore di bioindicatore. Va sottolineato inoltre che, a differenza degli studi di laboratorio dove si valutano gli effetti dei composti puri, l'esposizione agli inquinanti ambientali è sempre multipla e sinergica; pertanto l'impiego di materiale eterogeneo tratto come

"prova d'ambiente" (sensu Maccacaro [4]) deve essere considerato per un significativo numero di campioni e per un soddisfacente arco di tempo.

Almeno fin quando non verranno diminuiti i fattori di rischio effettivi e potenziali, dovranno essere migliorate le metodologie che permettono la rilevazione degli inquinanti (e.g. radionuclidi di difficile rilevabilità, quali emittenti a e P, radionuclidi caratteristici dei siti nucleari, metalli di complessa rilevabilità come il nichelio) e generalizzati i sistemi di controllo dei fattori di rischio naturali (e.g. radon) e artificiali (e.g. rifiuti radioattivi), tramite l'incentivazione di appropriati programmi di ricerca che si rivolgano a sistemi interpretativi di nuova concezione, come la misura della ionizzazione dell'aria [17] o la rilevazione della suscettibilità immunologica dei sistemi biologici sottoposti a stress.

Le ricerche sul danno concreto non possono fermarsi che davanti ad un'espressa non volontà di indagine da parte dei soggetti e/o degli oggetti interessati; ciò ridurrebbe il rischio di interdizioni orientate da motivi estranei all'importanza concreta delle indagini (e.g. gruppi di interesse delle industrie, gruppi ideologici come gli animalisti), lasciando al pool dei tecnici la discrezionalità deontologica delle procedure da adottare [8]. Sempre più spesso infatti il corretto approccio ecologico alla tutela ambientale viene sostituito dalla burocratizzazione dei controlli voluta dai potentati economici e politici a favore delle *lobby* degli apparati sanitari, oggi addetti al controllo, ma in realtà più tradizionalmente legati ai più concreti interessi sulle pratiche terapeutiche, le quali non richiedono affatto la rimozione delle cause di rischio. Vada come esempio il fatto che negli ambienti medici la prevenzione oncologica viene intesa come diagnosi preventiva e non come prevenzione ambientale del rischio cancerogenetico. In tale ambiguo contesto disincentivare le ricerche che prevedono il corretto uso delle popolazioni naturali a scopo di prevenzione significa in definitiva disincentivare la ricerca delle cause ecologiche che determinano gli stati patologici.

Occorrerebbe pertanto modificare l'approccio filosofico alla questione del rischio. Fino a che i potenziali di rischio, conseguenti ai fenomeni naturali e al lavoro dell'uomo, esisteranno, non si dovrà partire da criteri giustificativi, fatalistici o di trinceramento, ma si dovrà ricercare attivamente il danno; importante è infatti la sua rilevazione per determinare il rischio effettivo e potenziale; solo successivamente dovranno essere individuate le cause ed i sistemi di prevenzione e cura. Solo così inoltre si potrà sfatare il comodo pregiudizio che ritiene il danno acuto potenzialmente evitabile ed il danno cronico ineluttabile.

Importante è sottolineare infine che le modalità di controllo ambientale possono migliorare attraverso il coordinamento tra le varie istanze preposte ai controlli ambientali (ANPA, USL, Istituti zooprofilattici, ISTISAN, comparti specializzati degli Enti di gestione e degli Enti pubblici, etc.), superando mentalmente le artificiose compartimentazioni disciplinari, pur necessario a livello operativo (e.g.: aspetti igienico-sanitari e aspetti ecologici; ambiente di lavoro e ambiente esterno); inoltre sarebbe opportuno che i cambiamenti di etichetta degli Enti preposti ai controlli (e.g.: CNEN-DISP, ENEA-DISP, DISP, ANPA) non celino soltanto un travaglio politico-organizzativo, ma costituiscano i contenitori di entità operative effettive, le quali prescindano dall'uso che ne intenda fare il mestierante politico di turno.

Bibliografia

- [1] Kauffman S. A., 1991, *Anticaos ed evoluzione biologica*. "Le Scienze", 278: 82-91.
- [2] Mayr E., 1990, *Storia del pensiero biologico. Diversità, evoluzione, eredità*. Bollati, Boringhieri, Torino.
- [3] Collingridge D., 1985, *Politica delle tecnologie. Il caso dell'energia nucleare*. Editori Riuniti/Politica e società.
- [4] Maccacaro G. A., 1977, *Lezione introduttiva all'Anno accademico 1975-76*, tenuta presso l'Istituto di biometria e statistica medica dell'Università degli studi di Milano. Sapere, 798:62-67.
- [5] Tiezzi E., 1986, *Tempi storici, tempi biologici*. Ed. Garzanti, Torino.
- [6] Vadosca-ENEL, 1973, *Codice di calcolo per la valutazione delle dosi alla popolazione, dovuti agli scarichi radioattivi*. (Bramati L., Marzullo T., Rosa I, Zara G., Eds.).
- [7] Lovins A. B., 1979, *Energia dolce*. Tascabili Bompiani, Milano.
- [8] Cristaldi M., Tommasi M., 1992, *V.LA.: ridurre l'importanza dei bioindicatori ? AIN, FEPE, SRA*, Conv. Internaz. "Valutazione di Impatto Ambientale. Situazione e prospettive in Europa" (Genova, 16-18 maggio 1991). Patron editore: n-329 - n-333.
- [9] Loprieno M., 1979, *La mutagenesi ambientale*, in: "Mutagenesi ambientale. Metodiche di analisi". Editrice Tecnico-Scientifica, Voi. 1:13-25.
- [10] Cristaldi M., Ieradi L. A., Mascanzoni D., Mattei T., 1991, *Environmental impact of the Chernobyl accident: mutagenesis in bank voles from Sweden*. "Int. J. Radiat. Biol.", 5 (I): 31-40.
- [11] Blasi C., Pascetti S., Cavedon G., Cristaldi M., Lombardi Boccia, Parisi V., 1982, *Valutazione di impatto ambientale nei siti nucleari*. "Acqua-Aria", 3: 265-300.
- [12] Contoli L., 1992, *Diversità e complessità ecologica in relazione alla qualità ambientale*. SItE Atti, 14:11-21.
- [13] Amarena D., Contoli L., Cristaldi M., 1994, *Coenotic structure, skull asymmetries and other morphological anomalies in small mammals near an electronuclear power plant*. Hystrix (n.s.), 5 (1-2) 1993:31-46.
- [14] Ieradi L. A., Cappai A., Cristaldi M., Cardarelli E., Grossi R., Campanella L., 1995, *I roditori infestanti come indicatori della contaminazione da metalli pesanti in ambiente urbano*. "Acqua-Aria", 3: 329-336.

- [15] Cavedon G., Panzironi C., Pasqualucci F., Cristaldi M., 1991, *Asimmetrie in roditori selvatici catturati a Nord di Roma prima, durante e dopo l'incidente di Chernobyl*. *SUE Atti*, 12: 897-916.
- [16] Cristaldi M., 1990, *Metodologie, esempi e prospettive per l'uso dei Roditori come indicatori biologici nell'area di Roma*. "Quaderni Nautilus", 2 (Allegato): 16-18.
- [17] Scalia M, Marmelli F., Spermi M/1992, *Interazioni tra campi elettromagnetici e sistemi biologici. Fenomeni elettrici atmosferici: misure effettuate con il captatore ionico*. Centro Stampa Dip. Matematica Univ. Roma "La Sapienza": 1-6.

INDAGINE SULLA CONCENTRAZIONE DEL RADON IN TRÉ CITTA' DELL'ITALIA CENTRO-SETTENTRIONALE

Alberto Malarica

Dipartimento di fisica - Università degli studi di Parma

Valerio Pessina, Giuseppe Dollaro

Settore fisico-ambientale - PMP (USL n. 4) Parma

1. INTRODUZIONE

Secondo un rapporto dell'United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations [1], la dose radioattiva media ricevuta in un anno da una persona che vive in un paese industrializzato è 2,4 mSv. Il 40% circa di tale dose proviene dall'inalazione del radon e dei suoi prodotti di decadimento i quali, se inspirati per lungo tempo, possono causare il cancro polmonare [2]. Inoltre, ricercatori britannici [3] hanno evidenziato una correlazione significativa tra la contaminazione indoor da radon e l'incidenza della leucemia nei bambini, nonché la leucemia mieloide, il cancro al rene e il melanoma negli adulti.

Il radon (^{222}Rn) è un gas nobile generato dalla disintegrazione del radio (^{226}Ra) presente nei suoli, nelle rocce e nei materiali da costruzione da essi derivati. A causa della sua inerzia chimica, il ^{222}Rn può muoversi attraverso i materiali solidi e sprigionarsi negli ambienti domestici fino a raggiungere concentrazioni allarmanti. La quantità del radon indoor è influenzata non solo dalla concentrazione del radio nei materiali edilizi e nel suolo sottostante l'edificio, ma anche da una combinazione di parametri fisici e meteorologici quali l'umidità, la pressione atmosferica, la temperatura, la velocità del vento, etc. [4]. Inoltre, la concentrazione finale del radon in una stanza dipende strettamente dalla velocità di ventilazione dell'ambiente, cioè dallo scambio naturale o forzato tra l'aria interna e quella esterna [5].

Negli Stati Uniti, Canada ed Europa Settentrionale la tipologia abitativa più diffusa è costituita da villini unifamiliari, spesso costruiti di legno, per i quali il contributo più importante al radon proviene dal suolo. Viceversa, in Italia e nei paesi mediterranei i blocchi di appartamenti a più piani sono particolarmente diffusi e per essi il radon esalato dai materiali da costruzione può prevalere rispetto a quello proveniente dal suolo.

E' noto che, tra le varie tecniche di misura del radon, la più diffusa è quella basata sull'uso di dosimetri a stato solido sensibili alle particelle α emesse dal radon e dai suoi prodotti di decadimento. Infatti, se il dispositivo rimane esposto per un anno intero, fornisce la concentrazione media del radon durante tale periodo, mediando le oscillazioni temporali. A volte è tuttavia indispensabile conoscere i risultati di una misura dopo un tempo molto breve come ad esempio nel caso in cui sia necessario realizzare una rapida indagine o verificare l'efficacia di un determinato sistema di riduzione del radon indoor. In tal senso è stata recentemente messa a punto una

Tab. 1. Medie aritmetiche (AM) e deviazioni standard (SD) delle concentrazioni di ^{222}Rn in edifici di Orvieto in funzione dell'altezza del piano

Piano	Numero di misure	AM±SD (Bqm ⁻³)
terzo	4	160 ±117
secondo	7	349 ±281
primo	9	375 ±171
terra	8	424 ±272
cantine	6	5821 ±3242

Tab. 2. Confronto tra la concentrazione del ^{222}Rn in una stanza con finestre a doppi vetri e una stanza con finestre normali, (a): finestre aperte 10 min. al mattino e 10 min. al pomeriggio; (b): finestre sempre chiuse

Tipo di finestre	Numero di misure	AM±SD (Bqm ⁻³)	GM (Bq m ⁻³)
normale (a)	11	16,8 ±3,5	16,4
doppi vetri (a)	11	21,8 ±3,5	21,5
normale (b)	16	15,2 ±3,3	14,8
doppi vetri (b)	16	43,9 ±7,6	43,2

tecnica che, utilizzando dosimetri a letto di carbone attivo, permette di effettuare misure integrando su periodi compresi tra un giorno e una settimana. La quantità di radon adsorbita dal carbone in questo lasso di tempo è successivamente determinata mediante uno spettrometro gamma. Nonostante alcune limitazioni connesse all'uso dei collettori a carbone, l'U.S. Environmental Protection Agency (EPA), consiglia l'uso di questi dosimetri per tempi di esposizione non superiori alle 48 h suggerendo anche di effettuare una correzione per l'assorbimento dell'umidità che agisce fortemente nell'equilibrio tra radon nel carbone e radon nell'ambiente. Per quanto riguarda poi le variazioni stagionali del ^{222}Rn , nulla vieta che lo sperimentatore simuli condizioni climatiche differenti chiudendo le finestre in estate o facendo l'opposto in inverno.

Scopo della presente comunicazione è presentare una panoramica delle indagini svolte dal nostro gruppo in questi ultimi anni, principalmente per quanto riguarda il radon nelle abitazioni. In particolare verranno di seguito illustrati i risultati di circa 500 misure realizzate in case private e locali pubblici di Parma, Reggio Emilia e Orvieto.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Strumentazione

Per la misura della concentrazione del ^{222}Rn si sono utilizzati collettori a letto di carbone attivo come quello schematizzato in figura 1.1 dosimetri, del tipo proposto dall'U.S. EPA, consistevano di una scatola cilindrica in alluminio contenente 70 g di carbone attivo per il quale l'emissione γ originata dal ^{40}K era inferiore a 37 mBq.

Il ^{222}Rn adsorbito dal carbone decade generando una serie di elementi tra cui il ^{214}Pb (295 keV e 352 keV) e il ^{214}Bi (609 keV) che emettono radiazione γ in quantità sufficiente per il loro dosaggio quantitativo. L'equilibrio tra il ^{222}Rn , il ^{214}Pb ed il ^{214}Bi si realizza rapidamente dato che i tempi di decadimento del ^{214}Pb e del ^{214}Bi sono molto inferiori a quelli del ^{222}Rn . Pertanto le attività del piombo e del bismuto sono direttamente correlate al numero di atomi di radon adsorbiti dal carbone. La radioattività accumulata nei dosimetri veniva conteggiata mediante spettrometria gamma dopo un tempo minimo di tre ore a partire dall'istante di chiusura del collettore [6]. Le misure sono state effettuate con un multicanale equipaggiato con un rivelatore HPGe di 162 cm³, risoluzione FWHM a 1,33 MeV di 1,75 KeV ed efficienza relativa ai raggi gamma emessi dal ^{222}Co (1,33 MeV) del 25,6%. Si è anche utilizzato un rivelatore NaI(Tl) di 3" x 3". Ogni dosimetro è stato conteggiato per 1800 s.

La calibrazione in efficienza dei rivelatori è stata eseguita utilizzando la stessa geometria dei dosimetri, impregnando il carbone con una soluzione a titolo noto di ^{226}Ra (Amersham, UK). Dopo circa 40 giorni, il ^{226}Ra raggiunge l'equilibrio secolare sia con il ^{222}Rn che con il ^{214}Pb e il ^{214}Bi che avranno così un'attività uguale a quella del radio immesso. La calibrazione in efficienza di campionamento in funzione del tempo di esposizione dei dosimetri, aperti in atmosfere di cui era noto il tasso di umidità e la

Tab. 3. Medie aritmetiche (AM), deviazioni standard (SD) e range dei valori di concentrazione di radon in castelli e antichi palazzi delle province di Parma e Reggio Emilia

Provincia	Numero di misure	AM±SD (Bqm ⁻³)	Range (Bq m ⁻³)
Parma	44	84±77	8-308
Reggio Emilia	18	41 ±24	15 - 92

Tab. 4. Medie aritmetiche (AM), deviazioni standard (SD) e medie geometriche (GM) delle concentrazioni di ²²²Rn in castelli e palazzi antichi delle province di Parma e Reggio Emilia

Secolo di costruzione	% di misure fatte al piano terra	AM±SD (Bq m ⁻³)	GM (Bqm ⁻³)
IX-XI	0	60 ±46	38
XII	60	89 ±73	62
XIII	43	105 ±101	58
XIV	69	91 ±87	66
XV	55	74 ±50	59
XVI	20	47 ±45	38
XVII	29	63 ±39	50
XVIII	0	30 ±17	28
XIX-XX	33	30 ±28	20

concentrazione del radon, è stata fornita dalla ditta costruttrice dei collettori (EG & G Ortec, USA) per il solo lotto disponibile nel nostro laboratorio.

2.2. Procedure

Tra il gennaio 1989 e il giugno 1990 si sono eseguite 187 misure di concentrazione di ^{222}Rn per mezzo di collettori a letto di carbone attivo, distribuendo casualmente 97 dosimetri a Parma e 50 dosimetri a Reggio Emilia. Nello stesso periodo, si sono realizzate 40 misure ad Orvieto, una città umbra costruita su un *plateau* tufaceo ove il tufo è anche utilizzato come materiale da costruzione.

Al fine di valutare l'influenza dei doppi vetri sulla concentrazione del gas radon, si sono effettuate 60 misure in stanze di due appartamenti contigui, dei quali solo uno aveva finestre a doppio vetro.

Fra il novembre 1990 e il marzo 1991 si sono fatte 47 misure in 22 scuole di Parma e Reggio Emilia, realizzando anche 62 rilevamenti in 37 castelli e palazzi antichi di 30 diverse località nelle province di Parma e Reggio Emilia. Successivamente, all'inizio del 1993, abbiamo eseguito 60 misure in altrettanti appartamenti di un condominio costruito a Parma verso la fine degli anni '20, avendo cura di determinare, collateralmente, la concentrazione di altri inquinanti chimici nei locali visitati.

Infine, allo scopo di analizzare le fluttuazioni spaziali e temporali del ^{222}Rn in un ambiente domestico, abbiamo realizzato più di 80 misure in una camera da letto dotata di doppi vetri.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Misure a Parma, Reggio Emilia e Orvieto

I risultati delle misure effettuate in appartamenti di Parma, Reggio Emilia e Orvieto sono schematizzati nei grafici di figura 2 e figura 3. Le curve continue sovrapposte agli istogrammi rappresentano distribuzioni lognormali tracciate utilizzando i dati raccolti [7]. Di norma, i campionamenti effettuati su un grande numero di edifici presentano sempre una distribuzione lognormale [8]. Si è tuttavia notato che negli appartamenti di Parma la concentrazione media del ^{222}Rn era di 22 Bq m^{-3} , mentre a Reggio Emilia la media aritmetica era di 48 Bq m^{-3} . Tale discrepanza può dipendere dai seguenti fattori:

- il numero delle misure eseguite a piano terra, ove l'influenza del radon sprigionato dal suolo è spesso prevalente rispetto a quello emanato dai materiali edilizi, era sensibilmente maggiore nella città reggiana;
- la maggior parte delle misure di Reggio Emilia erano state fatte in inverno, quindi presumibilmente in condizioni di ventilazione ridotta;
- non è infine da escludere l'influenza di alcune faglie tettoniche, presenti in questa città, dalle quali può esalare una maggior quantità di radon [9].

Nel complesso, i valori riscontrati nelle due città emiliane sono relativamente moderati e in accordo con i risultati di misure eseguite da altri ricercatori [10]. Se da un lato la bassa radioattività dei suoli della Pianura Padana giustifica i dati sperimentali raccolti, l'elevato contenuto di radio, $130-550 \text{ Bq kg}^{-1}$ [11], nel tufo sottostante l'abitato di Orvieto è all'origine degli alti valori di ^{222}Rn da noi colà registrati [12]. E' anche importante sottolineare che le cantine delle case di Orvieto sono scavate direttamente nel tufo e che questo materiale è largamente utilizzato come materiale da costruzione (vedi figura 4). I risultati delle misure sono sintetizzati in tabella 1, dalla quale si evince l'influenza preponderante del radon esalato dal suolo.

3.2. Misure in appartamenti contigui

I risultati delle misure effettuate in due appartamenti contigui, posti al secondo piano di un palazzo in mattoni, sono riassunti in tabella 2. Si può osservare come la presenza dei doppi vetri influisca in modo più spiccato sulla concentrazione del ^{222}Rn qualora le finestre vengano tenute continuamente chiuse, ipotesi questa, che è concepibile solo teoricamente. D'altro canto, ventilando l'ambiente per soli 20 minuti al giorno si vede come la differenza del radon indoor tra i due ambienti si riduca considerevolmente [13].

3.3. Misure in scuole di Panna e Reggio Emilia

Nelle 22 scuole di Parma, Reggio Emilia, Albinea (RE) e Borzano (RE), si è ottenuto un valor medio relativamente basso, pari a 26 Bq m^{-3} [14]. In particolare la media aritmetica nelle aule a piano terra era di 32 Bq m^{-3} , mentre per quelle poste al primo piano si ottenne 21 Bq m^{-3} . Si può dunque concludere che, almeno per il campione da noi considerato, non sussistono particolari condizioni di rischio per gli studenti.

3.4. Misure in castelli e palazzi antichi

Dato che una frazione significativa della popolazione italiana vive in edifici molto vecchi, talvolta antichi di secoli, si sono eseguite misure in castelli e palazzi localizzati nelle province di Parma e Reggio Emilia. Si sono scelti solo gli edifici per i quali era nota con certezza l'epoca di costruzione e che non avevano subito ristrutturazioni tali da alterare le loro caratteristiche originali. I risultati sono rappresentati in tabella 3. Questi valori possono essere confrontati con quelli riportati in figura 2 e permettono di giungere ad una conclusione importante. Mentre in altri Paesi europei e negli Stati Uniti la concentrazione di ^{222}Rn diminuisce con l'aumentare dell'età degli immobili (verosimilmente a causa del migliore isolamento termico adottato negli edifici moderni) per i castelli e palazzi da noi esaminati si osserva un trend opposto. Dall'esame della tabella 4 si verifica che i valori medi più alti appartengono agli edifici costruiti tra il XII e il XV secolo. In tale

epoca infatti, le pareti dei castelli e dei palazzi erano realizzati con un doppio strato di mattoni riempito internamente con pietrisco, malta, terriccio o cemento. Lo schema costruttivo è fondamentalmente simile a quello delle case di Orvieto (fig. 4), ma gli spessori dei muri sono alquanto superiori, talvolta fino a 5 m (castello di Montechiarugolo - PR). Nel corso dei secoli, numerosi terremoti e assestamenti del suolo hanno provocato innumerevoli fratture nella struttura delle pareti costituendo così una via di accesso del radon proveniente dal sottosuolo [15].

3.5. Misure in un blocco di appartamenti

Recentemente ci siamo proposti di determinare la concentrazione del ^{222}Rn in un gruppo di alloggi omogenei in modo tale da escludere le possibili influenze dovute a diverse concentrazioni di ^{226}Ra nel suolo e nei materiali edilizi. Abbiamo quindi rivolto la nostra attenzione ad un condominio di quattro piani, composto di 80 appartamenti molto simili tra loro, costruito verso la fine degli anni '20. Questa tipologia costruttiva è tipica della città di Parma ove il recupero e la ristrutturazione di vecchi edifici del centro storico ha rappresentato un'alternativa alla costruzione di nuove unità abitative. Le principali differenze tra un appartamento e l'altro erano l'altezza del piano, il sistema di riscaldamento (stufe a gas o termosifoni) e l'uso eventuale di finestre a doppi vetri. È emerso che la presenza dei doppi vetri non influiva assolutamente sulla concentrazione indoor del radon, probabilmente per il fatto che tutti gli inquilini avevano cura di ventilare i locali per almeno 30 minuti al giorno. Neppure le concentrazioni di altri inquinanti chimici, rilevate contemporaneamente alle misure sul radon, risentivano in qualche modo del tipo di finestre installate [16]. Nel complesso, il valor medio del ^{222}Rn nei 60 appartamenti visitati era di $23,4 \text{ Bq m}^{-3}$, in linea dunque con il valor medio (22 Bq m^{-3}) registrato in altre abitazioni della città. D'altra parte, contrariamente ai casi precedenti, la concentrazione tendeva ad aumentare, se pur lievemente, con l'aumentare dell'altezza del piano. Questo comportamento anomalo si può giustificare sulla base dei seguenti fatti:

- gli appartamenti a piano terra non erano a diretto contatto col suolo, ma separati da uno "strato" di cantine ben ventilate;
- nella struttura dell'edificio erano stati praticati, in epoche successive, numerosi scavi per condutture idriche, elettriche, del gas, telefoniche e televisive. È verosimile ritenere che questi servizi comuni, realizzati in modo spesso disordinato, rappresentino vie preferenziali per un trasporto convettivo del radon dai piani inferiori a quelli superiori.

3.6. Ulteriori misure

Attualmente, si stanno valutando le fluttuazioni del radon in una camera da letto in funzione del tempo e della posizione del dosimetro. Sebbene l'esperimento sia tuttora in corso, possiamo anticipare che, mentre non vi sembrano essere diffe-

renze sostanziali tra un punto di campionamento e l'altro, si sono osservate oscillazioni nella concentrazione del ^{222}Rn anche del 100% tra una misura e l'altra.

4. CONCLUSIONI

Mediante il metodo dei collettori a letto di carboni attivi, il nostro gruppo ha potuto realizzare circa 500 misure di concentrazione di ^{222}Rn indoor in centinaia di appartamenti, scuole, uffici e ambienti di lavoro di tre distinte località dell'Italia centro-settentrionale. I dati così raccolti sono stati elaborati al fine di valutare l'influenza dei materiali da costruzione, dei doppi vetri, della tipologia costruttiva, della distanza del piano dal suolo, dell'età dello stabile e della posizione del dosimetro sulla concentrazione finale del gas.

I dosimetri a carbone si sono dimostrati uno strumento efficace, versatile, economico e di facile utilizzo. Hanno inoltre permesso la realizzazione di un numero considerevole di misure in tempi estremamente rapidi senza richiedere l'impiego di reagenti chimici o altro materiale potenzialmente nocivo.

Possiamo dunque concludere che, sebbene i collettori a carbone non possano sostituire i rivelatori a stato solido, senz'altro ne rappresentano un utile ed efficace complemento.

Fig. 1. Collettore a letto di carboni attivi utilizzato nelle misure. A: coperchio in plastica; B: scatola di alluminio da 0,32 mm; E: anello di ritenzione; H: reticella in acciaio; P: massa di 70 g di carbone attivo 6-16 mesh

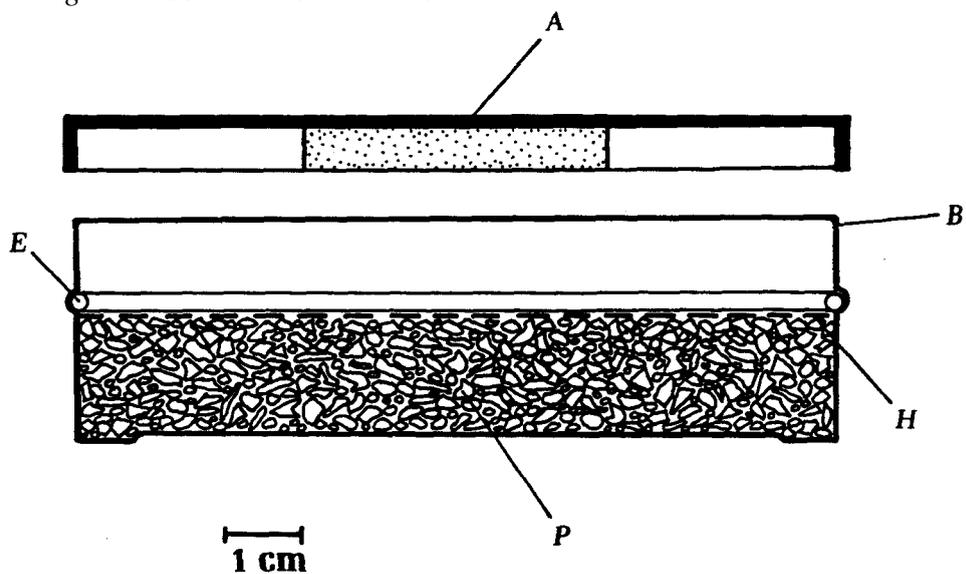


Fig. 2. Distribuzione della concentrazione del ^{222}Rn in 97 abitazioni di Parma e 50 abitazioni di Reggio Emilia. AM: media aritmetica; SD: deviazione standard; GM: media geometrica; GSD: deviazione standard geometrica

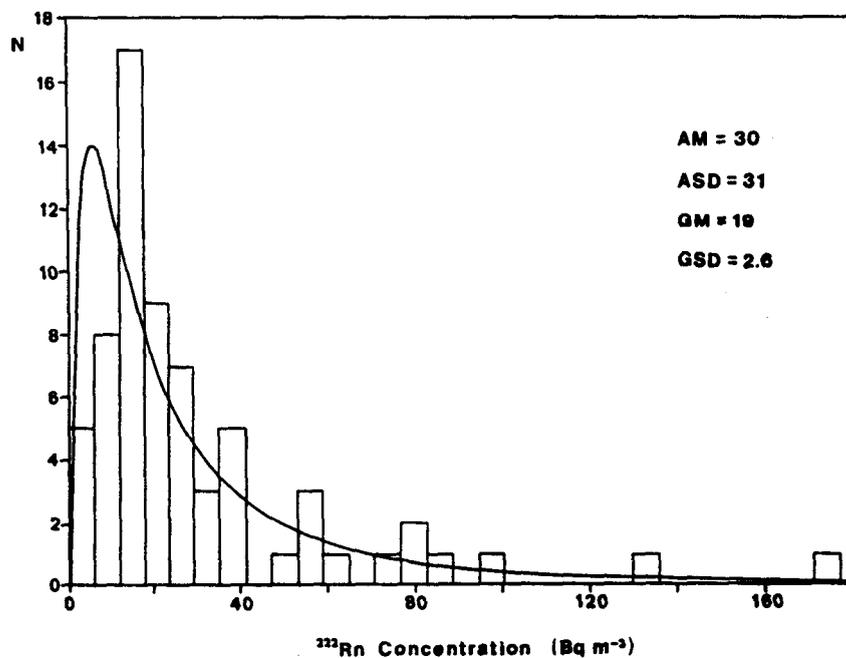


Fig. 3. Distribuzione della concentrazione di ^{222}Rn in 40 abitazioni di Orvieto. Simboli come in figura 2

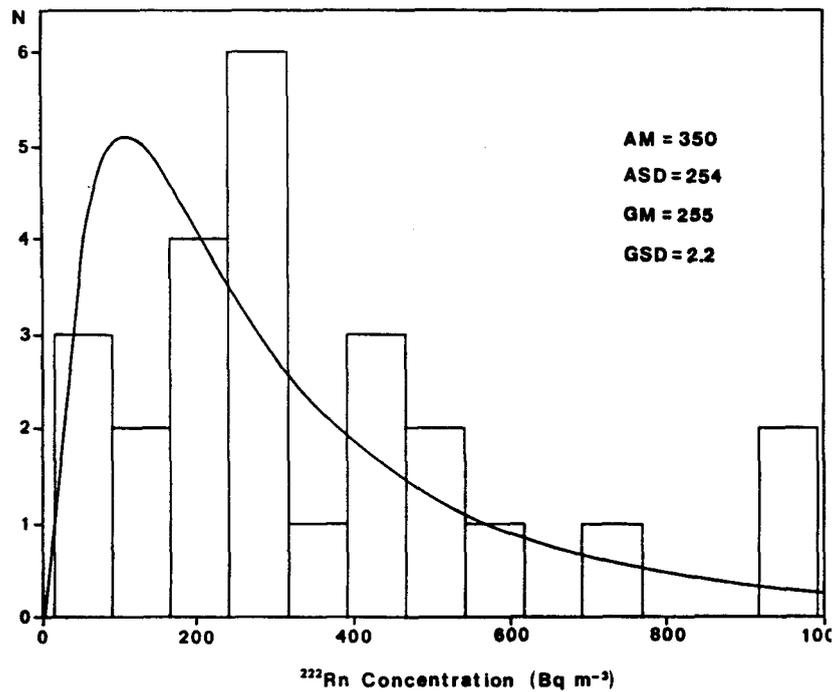
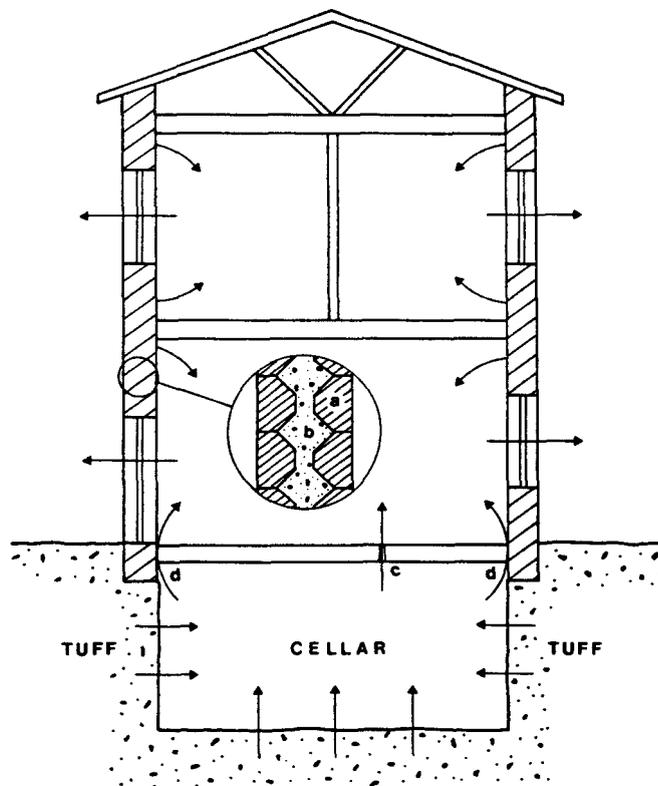


Fig. 4. Schema di una tipica casa di Orvieto. Le frecce rappresentano le sorgenti e le vie di deflusso del radon, (a): mattoni tufacei; (b): malta; (e): piccole fessure nella soletta; (d): giunzioni pavimento-pareti



Bibliografia

- [1] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations), *Sources and health effects of atomic radiations*, United Nations, New York, N.Y., 1977.
- [2] AMACS (AMA Council of Sciences), *Radon in homes*, Council report J. Amer. Assoc., 258,668-672, (1987).
- [3] Henshaw D.L., Eatough J.P., Richardson L.B., *Radon as a causative factor in induction of myeloid leukaemia and other cancers*, *Lancet*, 335,1008-1012, (1990).
- [4] Nazaroff W., Moed B., Sextro R., Revzan K., Nero A., *Factors influencing soil as a source of indoor radon: framework for assessing radon source potential*, Report LBL 20645, Berkeley, CA, 1985.
- [5] Strandén E., Berteig L., *Radon in dwellings and influencing factors*, "Health Physics", 39,275-284,1980).
- [6] George A.C., *Passive, integrated measurement of indoor radon using activated carbon*, "Health Physics", 46,867-872, (1984).
- [7] Malanca A., Pessina V., Dallara G., *Survey of radon concentration in three Italian towns*, "Envir. Internat.", 18,243-248, (1992-a).
- [8] Bowie C., Bowie S.H.U., *Radon and health*, *Lancet*, 337,409-413, (1991).
- [9] Israel H., Bjornsson S., *Radon and thoron in air overfaults*, *Z. Geophys.*, 33,48-64, (1967).
- [10] Sciocchetti G., Scacco F., Baldassini P.G., Battella C., Bovi M, Monte L, *The Italian national survey of indoor radon exposure*, "Sci. Total Environ.", 45,327-333, (1985).
- [11] Sciocchetti G, Clemente G, Ingrao G., Scacco F., *Results of a survey on radon radioactivity of building materials in Italy*, "Health Physics", 45,385-388, (1983).
- [12] Malanca A, Pessina V., Dallara G., *Influence of tuffon the radon concentration in dwellings*, "Journal of environmental radioactivity", 14,295-303, (1991-a).
- [13] Malanca A., Cassoni F., Dallara G., Pessina V., *Radon in dwellings: the importance of ventilation*. "AerobioL", 8,57-61, (1992-b).
- [14] Malanca A, Orlandini R., Pessina V., Dallara G., *Occurrence of radon in some schools of Parma and Reggio Emilia (Northern Italy)*. "AerobioL", 7, 160-163, (1991-b).

[15] Malarica A, Orlandi R., Pessina V., Dallara G., *Radon concentrations inside castles and other ancient buildings*, "Sci. Total Environ.", 121,53-66, (1992-c).

[16] Malanca A., Pessina V., Dallara G., *Indoor pollutants in a building block in Parma (Northern Italy)*, "Envir. Internai", 19,313-318, (1983).

NATURALLY OCCURRING RADIONUCLIDES IN THE MONAZITE SANDS OF GUARAPARI AND MEIAIPE (BRAZIL)

Alberto Malarica

Dipart. di Fisica - Università Degli Studi di Parma

Cynthia Newby Luce

*Conseiho Municipal da Preservacelo do Patrimònio Histórico, Artístico e Cultural
Sao José do Vale do Rio Preto - Brazil*

Roberto Sogni, Lorenzo Achilli, Sonòro Fabbri

Settore Fisico-Ambientale - PMP, USI. n. 2 Piacenza

1. INTRODUCTION

The natural radiation environment brings about different levels of irradiation doses to the population, and several areas in the world have a natural background exceeding the mean normal values. Rocks and the superimposed soil always contain a certain amount of all the decay products of the uranium and thorium decay chain, which contribute to the radiation burden of each living object on earth. The most important anomalies in the concentrations of naturally occurring radionuclides in soil have been reported in two countries, namely India and Brazil. In the latter nation two types of high-background regions are known to exist. The first one is the belt of monazite sand along the Atlantic coast in the state Espírito Santo; the second one is the zone of volcanic alkaline intrusives in the states Minas Gerais and Goias.

Decomposition and weathering of the archeogneisses in the pre-Cambrian mountain ridge that parallels the Atlantic shore produced, in geological times, a natural separation and concentration of very insoluble minerals such as zircon, ilmenite and monazite. These minerals, carried downstream by the many rivers emptying into the sea, underwent a second concentration process by specific gravity in the Constant mixing of streams and ocean surf. As a result, lenticular deposits of strongly radioactive minerals, intercalated with inactive layers of "normal" sand, are aligned in almost continuous succession for over 500 km along the shore of Espírito Santo.

Monazite is a monoclinic mineral consisting of 70% of rare earths phosphates; thorium oxide 4% - 6% and uranium oxide 0.15% - 0.25%. Usually, there is one part of uranium oxide out of 40 - 50 parts of thorium oxide and monazite is found in translucent, yellow to brown grains with resinous luster. On the Brazilian beaches this mineral, also known as cryptolite, is generally associated with ilmenite, an iron-black, opaque, rhombohedral mineral (FeTiO_3) which originates black spots. The monazite in the shore of Espírito Santo may reach, even over considerable extension of ordinary sand, a concentration of about 0.5%. In several patches of black sand (in Brazil these spots are called *areia preta*) the monazite concentration ranges from 5% to 20% [1],

Table. 1. Specific activity of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K (Bq kg^{-1} dry weight) in sands collected on the beaches of Guarapari and Meiaipe (Espírito Santo - Brazil). The last column gives the kerma rate in air I (nGy h^{-1}) theoretically calculated. (a): yellow sand with a bit of black sand.

Code	Beach	Color of the spot	Color of the sample	^{222}Ra	^{232}Th	^{40}K	I
GUARAPARI							
GP01	Castanheiras	normal	yellowish	2.6	14.1	8.1	10.8
GP02	Castanheiras	black	yellowish (a)	25.3	211	<8.5	151.4
GP03	das Virtudes	normal	yellowish	1.3	2.3	<4.9	2.2
GP04	Areia Preta	normal	yellowish	5.8	31.3	<9.3	23.5
GP05	Areia Preta	normal	yellowish	4.6	29.4	7.6	19.8
GP06	Areia Preta	normal	yellowish	295	1686	<104	1252
GP07	Areia Preta	black	black	1103	15070	41.5	10490
GP08	Areia Preta	black	black	595	6598	<543	4654
GP09	Areia Preta	black	black	2099	28070	124	19564
GP010	Areia Preta	black	black	1508	22630	<32.7	15686
GP011	Areia Preta	black	black	2412	36620	172	25378
GP012	sand dump	black	very black	1174	6960	<599	5153
MEIAIPE							
MP01	Guaibura	normal	yellowish	1.9	6.5	<7.0	5.3
MP02	do Riacho	normal	yellowish	5.4	18.8	8.2	15.2
MP03	do Riacho	black	yellowish	2.9	9.9	<5.7	8.0
MP04	do Riacho	black	yellowish	78.5	401	<17.6	301.4
MP05	do Riacho	black	yellowish	28.4	189.5	<8.0	138.5
MP06	do Riacho	black	yellowish	16.0	93.3	<9.5	69.8
MP07	Buticar	normal	yellowish	3.0	11.2	115	13.6
MP08	Buticar	black	yellowish	45.4	300	<24	219.8
MP09	Buticar	black	yellowish	59.0	400	<33.9	292.4

This work reports the results of a set of measurements performed on some samples of sand collected on the beaches of Guarapari and Meiaípe. These two towns were chosen since they had already been surveyed by Brazilian investigators and were recognized as the most radioactive of the whole Espírito Santo. In spite of this, data on concentration of natural radionuclides in those sands are not easily traced in literature.

2. MATERIALS AND METHODS

A total of 20 samples were gathered on the beaches of the two towns which are only a few km apart. In particular, 11 samples were taken at Guarapari on the following beaches: Castanheiras, das Virtudes, and Areia Preta. Nine samples were collected at Meiaípe on the beaches Guaibura, do Riacho, and Buticar. The samples were taken at low tide as the black spots are covered at height tide. Only at Areia Preta, the most popular beach, there was really black sand at the declivities between the low ridges that were at right angles to the sea. In order to obtain an acceptable representative sample, seven aliquots per sample, one central and six on a circle of about 0.7 m dia, were thoroughly mixed together and placed in a plastic bag. All of these samples were dried for 24 h in an air circulation oven at 100 °C. Typically, 100 cm³ of sand were weighed and stored in a 100 cm³ sealed polyethylene container for a 40 day ingrowth period.

²²⁶Ra and ²³²Th were assessed through their progeny photopeaks: ²¹⁴Pb (295 keV) and ²¹⁴Bi (609 keV, 1120 keV); ²²⁸Ac (338 keV, 911 keV) and ²⁰⁸Tl (583 keV). ⁴⁰K was measured directly via its 1461 keV peak. A standard contained a known mixture of radionuclides and was used for calibration. Measurements were made with a gamma spectrometer equipped with a 75.2 x 73.5 mm HPGe coaxial detector (EG & G Ortec, USA), surrounded by a 10 cm lead shield and with internal walls of electrolytic copper and cadmium, coupled to a multichannel buffer. The energy resolution of the 1332 keV line from ⁴⁰Co was found to be 1.73 keV at full width at half maximum with a relative efficiency at 1.33 MeV of 82.5%. The same geometry was used for each sample which was counted for 86400 s. A computer programme, matching recorded photopeaks to a library of possible isotopes, was used for spectroscopy analysis. To determine the background distribution due to the naturally occurring radionuclides in the environment around the detector, an empty polyethylene container was counted in the same manner as the samples.

The uncertainty in the determination of the radionuclides, taking into account the statistical counting uncertainty and the calibration uncertainty, varied between 5% and 10%, taking a 95% confidence level.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The activity concentrations of naturally occurring radionuclides for 20 samples of sand gathered at Guarapari and Meiaípe are listed in table 1. In general, the colour of the samples partially matched with the colour of the spots. If on the one hand we

always found yellowish samples in "normal areas", on the other hand six samples (out of 11) taken on black spots showed yellowish colour occasionally spotted with a thimbleful of black sand. This apparent inconsequence lies on the density difference between the dominant mineral quartz (relative density = 2.65) and the heavy minerals ilmenite (= 4.72), zircon (= 3.90 - 4.71) and monazite (= 4.9 - 5.3). In sediments these minerals are often found to have smaller grain sizes than quartz, due to hydraulic equivalence during the sedimentation process [2]. In such a way, moderate winds (velocity < 50 km h⁻¹) transport mainly low-density sand. This selective removal and subsequent deposition leads to an uncovering and covering, respectively, of heavy radiogenic minerals in the top layers, yielding striations easily identifiable on the shore of Espirito Santo. It is interesting to notice that the sample GP06, although gathered on a normal spot, revealed ²²⁶Ra and ²³²Th activities that are typical for black spots. Indeed, the colour of a sample was not a determinative characteristic to define whether its radioactivity was high or low for monazite, with its strong radionuclide content, has a colour very similar to quartz. The blackest sample itself GP12, taken at a dump, exhibited a thorium concentration considerably lower than the sample GP11. On the other hand/ sample MP03 collected on a black spot, had a radionuclide concentration lower than several samples from normal sands.

As a rule, samples collected on Guarapari beaches were much more radioactive than samples of Meiaipe, but all of them presented the normal pattern of many areas of Brazil; namely, a high ²³²Th/²²⁶Ra content [3]. The relative density of the samples ranged from 1.46 to 2.46 but this quantity was poorly correlated with the total activity of the samples. If we suppose the samples GP01, GP03, GP04, GP05, MP01, MP02, MP03, MP07 to consist of nearly pure quartz (average activity: ²²⁶Ra = 3.4 ± 1.5 Bq kg⁻¹ and ²³²Th = 15.4 ± 9.7 Bq kg⁻¹), and the samples GP07, GP09, GP10, GP11 mainly constituted of heavy minerals (average activity: ²²⁶Ra = 1780 ± 508 Bq kg⁻¹ and ²³²Th = 25597 ± 7862 Bq kg⁻¹), we notice that the activity concentrations in these minerals are, to say the least, 500 - 1600 higher than in light minerals. On average, these last concentrations are three orders of magnitude larger, which implies that a 0.1% mixture of heavy minerals doubles the activity concentration. It may be useful to remember that the average content of naturally occurring radionuclides in soils of the coastal Brazilian state of Rio Grande do Norte is the following: 29.0 Bq kg⁻¹ of Ra-226; 46.6 Bq kg⁻¹ of Th-232; 677.8 Bq kg⁻¹ of ⁴⁰K [4], whereas the estimated overall average concentration of radium in superficial soils in areas of normal radioactivity is 25.9 Bq kg⁻¹ [5].

Theoretical exposure rates in air, at 1 m above the ground, were calculated for all the spots using the following Beck's formula [6]:

$$I (\text{mR h}^{-1}) = 0.051 \text{ CRa} + 0.076 \text{ CTh} + 0.0048 \text{ CK}$$

where Ci are concentrations of natural radionuclides in an infinite hemisphere. Computed exposure rates were converted into dose rates in air (nGy h⁻¹) by multiplying by a factor of 8.73 and eventually reported in the last column of table 1. Our predicted values agree quite well with the values measured in an early field research carried out by Brazilian investigators [7], who recorded values up to 17500 nGy h⁻¹ (2 mR h⁻¹) on

spots of black sand. According to Eisenbud [8], the external radiation levels on these black sands ranged up to 43600 nGy h^{-1} (5 mR h^{-1}), while some of the major streets of Guarapari had radiation levels as high as 1100 nGy h^{-1} (0.13 mR h^{-1}) and similar radiation levels were found in the buildings of that town. In order to determine the radioactive dose imparted to the inhabitants of Guarapari, a large number of TLD were distributed to the population. The survey revealed that the dose rate ranged up to 20 mSv y^{-1} with a mean of 6.4 mSv y^{-1} [9], a great deal higher than the values ($0.27 - 0.95 \text{ mSv y}^{-1}$) emerging as a result of national surveys performed in 15 countries [10].

Pohl-Ruling and Fischer [11] counted chromosome aberrations in the peripheral blood lymphocytes of 202 subjects from Guarapari and 147 control people from a village of similar socioeconomic conditions but with a "normal" background radiation. These investigators established that the total number of aberration frequencies of people living at Guarapari was statistically significantly higher than that of the control subjects.

In recent years the whole region along the coast has become an increasing popular summer resort, receiving an influx of many thousands of visitors every season. The tourists travel to these beaches as local lores have it that monazite sands give off energy rich of beneficial effects. In general, vacationers stay at the hotels of Guarapari for a fortnight time or more, spending 7-8 hours daily on the seaside. External exposures arising outdoors may be estimated adopting the coefficient of 0.7 Sv Gy^{-1} recommended by UNSCEAR [12] to convert the gamma absorbed dose rate in air into effective dose equivalent. If we assume for instance the case of a tourist haphazard lingering on the black spots of Areia Preta beach (average kerma rate in air of 12.8 mGy h^{-1}) for four hours every day, he would receive an effective dose equivalent of about 2 mSv per month.

4. CONCLUSIONS

The results of the measurements performed on the samples collected on the beaches of Guarapari and Meiaipe show that sand from black spots has a very high radionuclide content. Furthermore, the values of external radiation levels, theoretically calculated inserting our values into the Beck's formula confirm the results formerly obtained by Brazilian investigators during several field measurements.

In order to better investigate the composition of the sand gathered on the shore of Espirito Santo, it would be necessary to separate the samples into heavy and light fractions by flotation in bromoform before radiometric analysis. Indeed, this will be the further step of our research.

References

- [1] Roser F.X., Kegel G., Cullen T.L., *Radiogeology of some high-background areas of Brazil*, in: *The Natural Radiation Environment*. Adams J.A.S. & Lowder W.M. Ed.s. The University of Chicago Press/1964, p. 855-872.
- [2] de Meijer R.J., Lesscher H.M.E., Greenfield M.B., Put L.W., *The role of radiogenic heavy minerals in coastal sedimentology*, in: *Int. Symp. in the Study of Marine Processes*, Norwich, Sept. 1991 (draft-personal communication).
- [3] Pfeiffer W., Penna Franca E., Costa Ribeiro C., Nogueira A.R., Londres H., Oliveira A., *Measurements of environmental radiation exposure dose rates at selected sites in Brazil*, *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 53(4), 683-691, (1981).
- [4] Malanca A., Pessina V./ Dallara G., *Assessment of the natural radioactivity in the Brazilian state of Rio Grande do Norte*, "Health Physics", 65(3), 298-302, (1993).
- [5] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR), *Sources and Effects of Atomic Radiations*, New York: United Nations, 1977.
- [6] Beck H.L., De Campo J., Gogolak C., *In situ Ge(Li) and NaI(Tl) Gamma Ray Spectrometry*, USAEC Report HASL-258, 1972.
- [7] Roser F.X., Cullen T.L., *External radiation levels in high-background regions of Brazil*. In: "The Natural Radiation Environment", Adams J.A.S. & Lowder W.M. Ed.s. The University of Chicago Press, 1964, p. 825-836.
- [8] Eisenbud M., *Environmental Radioactivity*, 2nd Edition. Academic Press: New York and London, 1973, p.199-200.
- [9] Cullen T.L., Paschoa S.A., Penna Franca E., Ribeiro C., *Two decades of research in the Brazilian areas of high radioactivity*, in: *Proc. 5th Internal IRPA Congress*, Jerusalem, Israel, 1980, p. 631.
- [10] Henshaw D.L., Etough G.P., Richardson R.B., *Radon as a causative factor in the induction of myeloid leukaemia and other cancers*, *Lancet*, 335, 1008-1012, (1990).
- [II] Pohl-Ruling J., Fischer P., *Chromosome aberrations in inhabitants of areas with elevated natural radioactivity*, in: *Radiation-induced Chromosome Damage in Man*. A.R. Liss Ed., New York, 1983, p. 527-560.
- [12] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR), *Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiations*, New York: United Nations/1988.

MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI Rn - 222 IN ACQUA CON COLLETTORI A CARBONI ATTIVI

Carlo Mancini Università di Roma

"La Sapienza" - Dipart. "Ingegneria Nucleare e Conversioni di Energia"

Riassunto

I collettori a carboni attivi possono essere impiegati oltre che per indagini di screening nella misura della concentrazione di radon indoor anche nella misura della concentrazione del radon in acqua.

Il sistema messo a punto consiste in una unità portatile alimentata a batterie che consente il prelievo di acqua con comuni bottiglie a collo largo ed il successivo degassamento del campione ed accumulo del radon in collettori a carboni attivi. Dopo circa 20 ore (tempo necessario per l'uniforme distribuzione del radon nei carboni e maggiore delle 34 ore necessario per l'equilibrio tra radon e figli a breve tempo di dimezzamento) si procede al conteggio della radiazione gamma emessa dal ^{214}Pb e dal ^{214}Bi .

L'efficienza, valutata nel confronto con i risultati ottenuti con *beaker* Marinelli, è prossima al 100%.

Le minime concentrazioni di attività rivelabili sono di circa 1 Bq/L ovvero di diversi ordini di grandezza inferiori alle concentrazioni che possono portare a contributi alla dose equivalente efficace confrontabili con quelli derivanti dall'inalazione di radon indoor.

1. INTRODUZIONE

L'UNSCEAR [1] tenendo conto dei tassi metabolici considera una introduzione annua di acqua potabile di 50,75,100 litri rispettivamente per adulti, bambini, lattanti e per una concentrazione media annua di 100 Bq/L dà 0,1 mSv/a come valor medio di equivalente di dose efficace pesato sulle varie fasce di età. La stessa acqua impiegata anche per i normali usi domestici dà un incremento della concentrazione di radon in aria indoor di circa 10 Bq/m³. Secondo la ICRP [2] tale concentrazione per una permanenza indoor di 7000 ore/anno ed un fattore di equilibrio $F = 0,4$ dà una esposizione annua di 0,16 mJhm³ che, con un fattore di conversione di 1/1 mSv per mJhm³, porta ad un equivalente di dose efficace di circa 0,2 mSv/a.

Assumendo come concentrazione di riferimento 10 Bq/L, la dose dovuta al radon disciolto nelle acque di uso domestico è notevolmente inferiore alla dose dovuta all'inalazione di radon indoor che in Italia, in base alle risultanze della campagna nazionale condotta dall'ANPA (ex ENEA-DISP) e dall'Istituto superiore di sanità, è di circa 1,5 mSv/a.

Tab. 1. Concentrazioni di radon ottenute in otto campionamenti effettuati sia con beaker Mannelli (BM) sia con collettori a carboni attivi (CO con vari tempi di degassaggio e con pompa da 2,5 L/min.

Concentrazione di radon (± 2 Bq/L)				
Campione	BM	CC con vari tempi (min) di degassaggio		
		2'	3'	4'
1	228	219	227	
2	231	222	230	
3	234	227	235	
4	234	224	234	
5	233			230
6	224			223
7	240			235
8	231			230

Tab. 2. Concentrazioni in Bq/L ottenute in cinque successivi prelievi eseguiti con la stessa acqua e riempiendo in parallelo il cilindro Pylon e la bottiglia del sistema proposto.

Prelievo	Concentrazione con carboni attivi	Concentrazione con cella a scintillazione
1	1564	1370
2	1553	1530
3	1550	1575
4	1570	1490
5	1545	1537

Le dosi da radon liberato dalle acque di uso domestico possono quindi assumere valori di un certo rilievo solo nelle situazioni ove si faccia uso di acque con concentrazione di radon superiore ai 100 Bq/L.

Da quanto esposto appare evidente che il controllo della concentrazione di radon nelle acque ai fini delle valutazioni dosimetriche per la popolazione può essere fatto con strumentazione caratterizzata da sensibilità e minime concentrazioni rivelabili (LLD) molto meno spinte di quelle caratteristiche dei metodi tradizionali che fanno uso di scintillazione liquida e di celle di Lucas.

2. METODI

Molti laboratori utilizzano i collettori a carboni attivi per la misura della concentrazione di radon indoor [3]. La tecnica di misura si basa sulla spettrometria gamma impiegando usualmente un rivelatore a NaI(Tl) e rivelando le righe gamma emesse da ^{214}Pb e ^{214}Bi , figli a breve tempo di dimezzamento del ^{222}Rn .

È evidente l'interesse a disporre di un'unica tecnica a basso costo e di semplice impiego per la misura sia della concentrazione del radon in aria che in acqua.

Un primo approccio consiste nell'impiego di *beaker* Marinelli pressurizzati [4] che, riempiti di acqua alla fonte, dopo un'attesa di qualche ora necessaria per il raggiungimento dell'equilibrio tra radon e figli a breve tempo di dimezzamento, vengono messi in conteggio nello stesso spettrometro gamma impiegato per i collettori a carboni attivi con tempi di misura tipici di 15 min ed LLD dell'ordine del Bq/L. Un confronto effettuato con la tecnica della scintillazione liquida e con le celle di Lucas ha dato risultati in ottimo accordo [5].

I *beaker* sono ingombranti (il volume è di circa 1 litro), fragili e richiedono un *beaker* di calibrazione contenente una soluzione acida di ^{222}Ra .

È stato quindi messo a punto il sistema mostrato schematicamente nella figura 1 che consente il degassamento dell'acqua ed il trasferimento del radon ai carboni attivi dei collettori normalmente usati per misure di concentrazione di radon in aria. Un flusso di aria, tenuto in ricircolo da una pompa a membrana, gorgoglia nell'acqua e quindi attraversa i carboni attivi contenuti in collettori da 10 cm di diametro. L'aria prelevata tramite una pompa a membrana di portata nominale di 2,5 L/min da un piccolo polmone in comunicazione attraverso il connettore T con una comune bottiglia a collo largo da 0,7 litri, è spinta sulla superficie dello strato di carboni attivi delimitata da un soffietto di gomma ed emerge dalla corona circolare esterna al soffietto per tornare alla pompa e quindi nella bottiglia attraverso il connettore B.

L'introduzione tra la pompa ed il soffietto di una cartuccia di gel di silice non dà differenze apprezzabili poiché il *water gain* è trascurabile ($< 0,5$ g).

Nella tabella 1 sono riportati i risultati ottenuti nelle misure effettuate per la determinazione del tempo di ricircolo. Si può notare che 3 minuti sono sufficienti per il trasferimento pressoché completo del radon dall'acqua ai carboni attivi.

Il sistema di rivelazione della radiazione gamma emessa dai *beaker* Marinelli e dai collettori è uno spettrometro gamma con scintillatore a NaI(Tl) da 7,5 cm x 7,5 cm. Vengono rivelate le righe a 295 e 352 keV del ^{214}Pb e a 609 keV del ^{214}Bi .

L'attività del radon adsorbito nei carboni è determinata tramite un collettore di calibrazione, già di corredo nella metodologia dei carboni attivi, contenente un'attività nota di ^{226}Ra in equilibrio con il ^{222}Rn .

Il tempo di attesa tra il degassaggio e la misura è superiore al tempo necessario per l'equilibrio tra radon e figli a breve tempo di dimezzamento poiché il radon adsorbito nei carboni attivi raggiunge una distribuzione uniforme solo dopo molte ore come si può vedere dalla figura 2 ove è mostrato l'andamento nel tempo successivo al degassaggio del rateo di conteggio corretto per il fattore di decadimento del ^{222}Rn e normalizzato al valore di equilibrio sia con il collettore nella tipica posizione di misura (A) ove lo strato di carboni è in prossimità del rivelatore sia in posizione ribaltata (B). I due andamenti convergono al valore di equilibrio con tempi uguali e mostrano che il radon è inizialmente adsorbito nello strato superficiale di carboni attivi per migrare successivamente in profondità: si ha quindi un incremento dell'efficienza di conteggio nella situazione A ed un decremento (a partire dal raggiungimento, dopo poche ore, dell'equilibrio secolare tra ^{222}Rn e figli a breve tempo di dimezzamento) nella situazione B.

Si può procedere al conteggio anche prima del tempo di equilibrio della diffusione utilizzando fattori correttivi dedotti dalla curva A ma nelle misure finora eseguite non c'è stato alcun problema in quanto un giorno era dedicato al campionamento ed al degassaggio e il giorno successivo alla misura.

L'efficienza del metodo è stata valutata riempiendo in parallelo *beaker* Marinelli e bottiglie. È stata impiegata sia acqua naturalmente ricca di radon (circa 300 Bq/L) prelevata da una fonte aperta al pubblico sita nelle vicinanze di Roma, sia acqua arricchita di radon (circa 1000 Bq/L) in laboratorio tramite aria in ricircolo attraverso una sorgente liquida.

Dal confronto tra la concentrazione di radon misurata con i *beaker* Marinelli e le attività accumulate nei collettori si è ottenuta una efficienza di trasferimento del radon dall'acqua ai carboni attivi pari al $99 \pm 1\%$ con tempi di ricircolo di quattro minuti.

È stato anche provato il sistema con ricircolo invertito: pompa premente nella bottiglia ed aspirante dal collettore. Tale sistema si è rivelato meno efficiente in quanto ha raggiunto una efficienza di saturazione del $95 \pm 2,5\%$.

La sensibilità è 6 cpm per Bq/L e, con un fondo di 100 cpm, si ha una minima concentrazione rivelabile di 1 Bq/L ad un livello di confidenza del 95% con 15 min di tempo di conteggio.

A seguito dei risultati ottenuti è stato realizzato dalla Tecnosabina un sistema portatile alimentato a batterie ricaricabili che consente il degassaggio di oltre 10 campioni. Tale sistema è mostrato in fotografia insieme con uno dei *beaker* Marinelli impiegati e due collettori, uno a configurazione aperta di tipo tradizionale ed uno con barriera di diffusione.

Un confronto con il sistema della Pylon, che impiega celle a scintillazione, eseguito con cinque successivi prelievi in parallelo da un contenitore di 10 litri presso il Laboratorio di radioprotezione ambientale di Tarquinia (Vt) ha dato i risultati di tabella 2.

Sono attualmente in corso misure di concentrazione di radon in acque potabili sorgive e dell'acqua della Doganella che alimenta i comuni dei Castelli Romani. Le

misure sono effettuate a cadenza mensile e nei cinque mesi da giugno ad ottobre '94 non sono state rilevate variazioni notevoli attorno al valor medio di circa 80 Bq/L.

3. CONCLUSIONI

La misura della concentrazione di radon in aria ed in acqua può essere effettuata con molteplici tecniche che richiedono strumentazioni differenziate e competenze specifiche.

La metodologia presentata in questo lavoro consente l'uso della spettrometria gamma e dei collettori a carboni attivi, già in dotazione di molti laboratori, sia per la misura della concentrazione del radon in aria indoor con tempi di esposizione variabili da 2 giorni ad una settimana, sia per la misura della concentrazione del radon in acqua. Lo standard di calibrazione è unico. Il prelievo è fatto con una comune bottiglia ed il trasferimento del radon nei collettori avviene in tempi brevi con strumentazione portatile.

Le minime concentrazioni rivelabili ottenibili con altre tecniche sono talvolta notevolmente inferiori ma i valori ottenuti con i collettori sono più che soddisfacenti per l'individuazione del rispetto dei limiti. Infatti nella misura della concentrazione di radon in aria i canestri a carboni attivi danno LLD tipici di circa 10 Bq/m³ e nella misura della concentrazione di radon in acqua di circa 1 Bq/L.

Ringraziamenti

Si ringrazia il dott. G. Cherubini direttore del Laboratorio di radioprotezione ambientale di Tarquinia per la disponibilità ad effettuare il confronto con il sistema della Pylon.

Si ringrazia il sig. D. Tarsitano per la collaborazione offerta nell'indagine sulle acque della Doganella.

Si ringrazia il Consorzio dell'Acquedotto della Doganella per aver reso possibile l'indagine sulle acque dei pozzi.

Il lavoro è stato parzialmente finanziato dal CNR, contratto n. 90.01758.64 relativo al Progetto finalizzato edilizia - Qualità dell'aria indoor.

Fig. 1. Rappresentazione schematica del sistema di trasferimento del radon dall'acqua ai collettori a carboni attivi

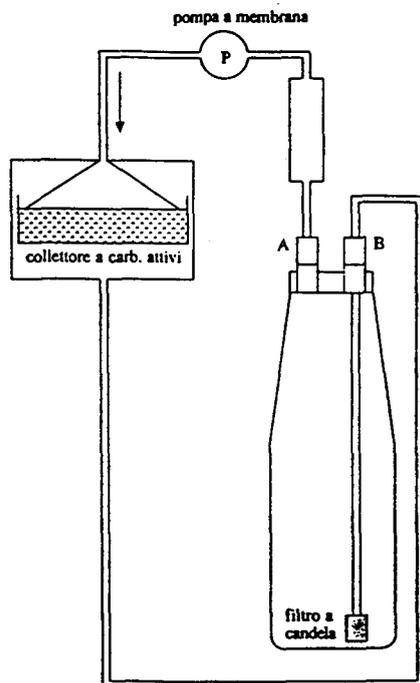
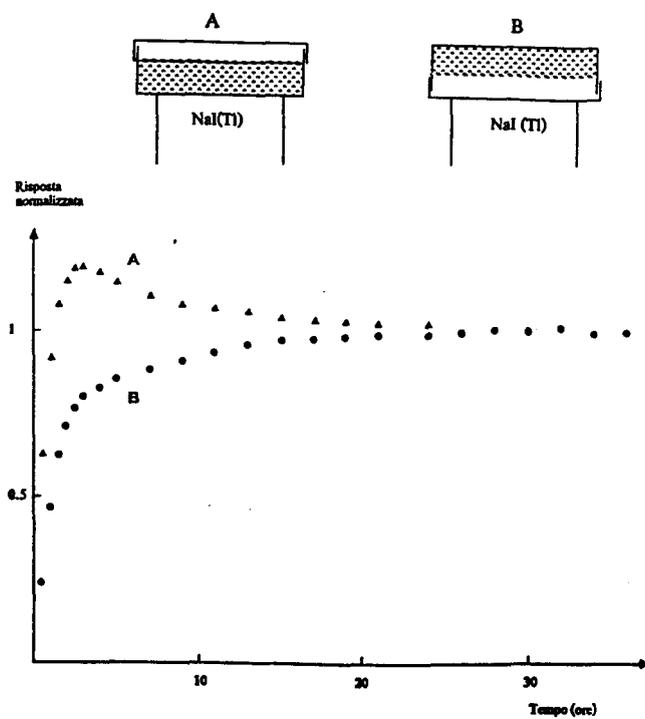


Fig. 2. Andamento temporale del rateo di conteggio normalizzato al valore di equilibrio nelle configurazioni A e B indicate



Bibliografia

- [1] UNSCEAR 1993 Report, *Sources and Effects of ionizing Radiation*, United Nations, New York 1993.
- [2] International Commission on Radiological Protection, *Protection Against Radon-222 at home and at Work*, ICRP Publication 65, Pergamon Press 1994.
- [3] C. Mancini e G. Galli, *Collettori a barriera di diffusione per la misura della concentrazione di radon indoor*. Atti del Congresso Nazionale ARIA 92: "La qualità dell'aria negli ambienti interni", Pisa 28-29 ott. 1992.
- [4] C. Mancini, *Beakers Mannelli pressurizzati per la misura della concentrazione di Rn-222 in acqua*. Atti del Convegno nazionale dell'AIIRP "Isotopi naturali ed artificiali nell'ambiente: aspetti radioprotezionistici e biogenetici", Maratea 16-18 sett. 1992.
- [5] P. Belloni *et al*, *Optimisation and Comparison of Three Different Methods for the Determination of Rn-222 in Water*, in corso di stampa su "The total science of the environment".

L'ORGANIZZAZIONE DEI CONTROLLI RADIOMETRICI IN VALLE D'AOSTA

*Giovanni Agnesod, Fisico Collaboratore, e
Roberto Lupaio, Tecnico di Igiene Ambientale
dell'UO Chimico-Fisico-Ambientale dell'USL della Valle d'Aosta*

L'istituzione del Centro di riferimento regionale per il controllo della radioattività ambientale ha permesso l'avvio, in Valle d'Aosta, delle attività di monitoraggio radiometrico ambientale.

Per le sue particolari caratteristiche geografiche, quali il grande sviluppo altitudinale del rilievo, e la posizione nell'ambito del sistema alpino, che la rende la prima regione italiana ad essere investita dalle correnti nord-occidentali associate alle perturbazioni atlantiche, la Valle d'Aosta è potenzialmente un punto d'osservazione privilegiato delle dinamiche di circolazione atmosferica della radioattività a media e grande scala.

Dal 1991 si effettuano regolarmente presso la sede del CRR, con la strumentazione fornita dal Ministero, le seguenti misure di base del sistema di monitoraggio della radioattività ambientale:

- spettrometria gamma giornaliera su campione di particolato atmosferico raccolto su filtro;
- conteggio beta-totale giornaliero sul campione di particolato atmosferico prelevato 1 settimana prima;
- monitoraggio continuo del rateo di esposizione gamma ambientale;
- spettrometria gamma mensile su campione di deposizione al suolo.

In seguito, si sono aggiunte misure radiometriche (spettrometria gamma) su queste altre matrici ambientali :

- muschi (ogni due anni);
- detrito mineral-organico sedimentabile (ogni anno);
- terreno.

Nello stesso tempo è stato progettato e attivato un piano di campionamenti per misure gamma-spettrometriche su alimenti di produzione e consumo prevalente locale:

- latte pastorizzato e UHT della Centrale Lattière d'Aoste (ogni settimana). Alla Centrale Lattière d'Aoste conferiscono allevatori di tutta la regione;
- latte crudo, formaggio e foraggio prelevati ogni settimana presso cooperative, caseifici e aziende agricole poste in diverse aree geografiche della regione;
- frutta (ogni anno);
- miele (ogni anno).

Fig. 1

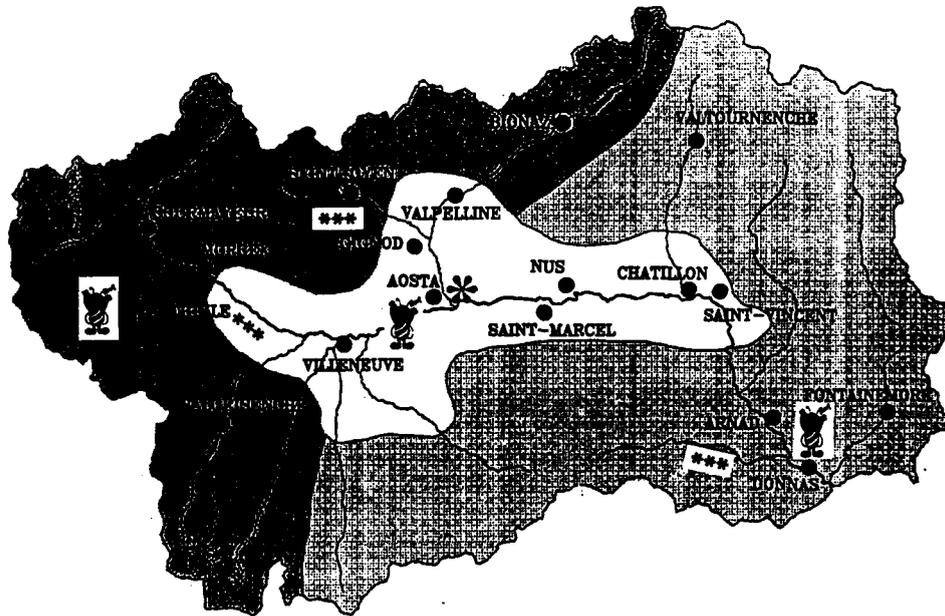
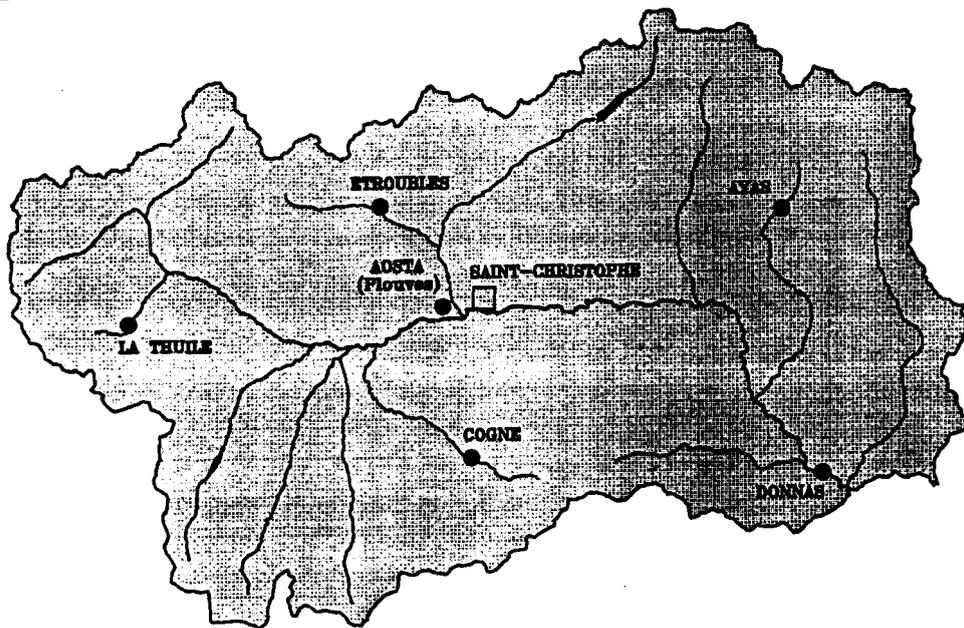


Fig. 2



Queste matrici alimentari di produzione locale hanno anche una valenza ambientale. Per un monitoraggio completo del territorio della regione, la scelta dei punti di prelievo è stata effettuata considerando le diverse zone climatiche della Valle d'Aosta.

Su di una superficie di soli 80 x 40 Km², località in linea d'aria assai vicine sono infatti soggette a regimi meteorologici opposti, a causa della predominante presenza di grandi catene di elevate montagne.

In figura 1 sono indicate col nome del Comune le località sede di aziende agricole ove viene effettuato periodicamente il prelievo di latte, foraggio e formaggio, con il simbolo dell'ape le località di campionamento del miele, e con tre asterischi i punti di prelievo dei muschi (è indicato inoltre, con un asterisco grosso, la sede del Centro di Riferimento per il controllo della radioattività ambientale, presso cui viene effettuato il campionamento del particolato atmosferico e *dei fallout*).

Nella stessa figura 1 sono anche indicate le tre zone in cui può essere distinta, dal punto di vista meteorologico, la nostra regione :

Bassa Valle d'Aosta, valli di Cogne e Valtournenche:

- precipitazioni elevate, soprattutto in primavera, sotto l'influenza di correnti umide da sud-est;

Valle Centrale:

- clima secco, precipitazioni comprese tra 500 e 700 mm annui;

Alta Valle d'Aosta:

- precipitazioni prevalentemente autunnali, nevose sullo spartiacque alpino principale, sotto l'influenza di correnti atlantiche da nord-ovest;

Nel maggio 1986 a Pont St. Martin (Bassa Valle d'Aosta, al confine con il Piemonte) sono caduti 206 mm di pioggia. Nello stesso periodo, ad Aosta sono caduti solo 39/4 mm .

Il diverso apporto di radioattività artificiale *da fallout* è ben visibile nei valori di concentrazione di cesio 137 che si trovano in latte e miele di produzione locale :

Concentrazione di Cs-137:

	Bassa Valle	Valle Centrale	Alta Valle
Latte crudo			
Bq/l	1,43 ±0,72 (12)	0,40 ±0,29	0,39 ±0,21
(n. campioni)		(16)	(7)
Miele millefiori			
media '92-'93-'94	31,6 ±9,9	1,4 ±0,6	1,0 ±0,2
Bq/Kg			

Una analoga differenza tra le tre zone climatiche si ritrova nelle concentrazioni di Cs-137 nei tappeti di muschio :

	Bassa Valle	Valle Centrale	Alta Valle
Muschio '92			
Bq/m ²	2707±1164	445±89	827 ±207
(n. campioni)	(12)	(12)	(12)
Muschio '93			
Bq/m ²	3320 ±2100	353 ±140	925 ±540
(n. campioni)	(15)	(15)	(15)

Alle misure effettuate dal CRR con la strumentazione fornita dal Ministero della Sanità, la R.A. Valle d'Aosta ha affiancato, dall'anno 1993, nell'ambito di un più vasto progetto di sorveglianza della qualità dell'aria, una rete regionale di monitoraggio radiometrico comprendente 6 camere a ionizzazioni ambientali per la misura del rateo di dose gamma ambientale e 1 misuratore di radioattività α e β naturale e artificiale su particolato atmosferico.

In figura 2 sono indicate le localizzazioni delle varie stazioni di misura (con il quadratino il misuratore alfa-beta). I valori misurati dai vari strumenti sono trasmessi in tempo reale al Centro operativo della rete, presso l'Assessorato all'ambiente, in Aosta.

MISURE DI RADIOATTIVITÀ NATURALE IN UN'AREA DELLA SARDEGNA

M. Cappai, D. Zaccheddu
CRR - PMP - Area Fisica Geologica Ambientale - USL n. 20 Cagliari

Riassunto

E' in corso una campagna di misura per la valutazione del fondo radioattivo naturale e della sua correlazione con le caratteristiche geologiche del territorio.

E' stata eseguita finora una serie di misure in una zona dell'Iglesiente (Sardegna sud-occidentale), scelta in base alla varietà litologica degli affioramenti.

La campagna prevede sia misure di dose assorbita in aria/ effettuate con camera a ionizzazione di tipo Reuter-Stokes, che spettrometria gamma sia in campo che in laboratorio su campioni di roccia e di suolo.

Le rocce sono state organizzate in gruppi e per ciascuno di essi è stata determinata la concentrazione di radionuclidi naturali.

1. INTRODUZIONE

Cessato l'allarme causato dall'incidente alla centrale nucleare sovietica di Chernobyl l'attenzione degli operatori della radioprotezione in campo ambientale si è rivolta allo studio della radioattività naturale che, come è noto, contribuisce a più del 90% dell'esposizione della popolazione alle radiazioni ionizzanti [1], e della quale circa il 50% deriva dall'esposizione al radon. E peraltro assodato che la concentrazione del radon all'interno delle abitazioni dipende sia dal contenuto di radionuclidi naturali dei materiali da costruzione che dal substrato su cui è costruito l'edificio [2] e quindi la conoscenza della distribuzione geografica dei valori della radioattività naturale può essere utile per identificare zone nelle quali la concentrazione di radon nelle abitazioni si può discostare significativamente dalla media.

Un'indagine condotta negli anni '70 su gran parte del territorio nazionale da ricercatori del CNEN [3] aveva evidenziato la correlazione fra il fondo radioattivo naturale e le caratteristiche geologiche del territorio. In quell'indagine il valore del fondo radioattivo naturale in Sardegna non era stato misurato direttamente ma dedotto da misure effettuate in zone geologicamente simili.

L'indagine di cui si presentano alcuni risultati preliminari prende spunto da queste considerazioni ed è volta alla determinazione del fondo di radioattività naturale della Sardegna.

2. CARATTERI GEOLOGICI

L'area presa in esame si trova nella Sardegna sud occidentale, inquadrata nei Fogli IGMI 224/225 Capo Pecora - Guspini[4].

I motivi che hanno indotto questa scelta sono essenzialmente l'eterogeneità litologica delle rocce sedimentarie e la presenza di magmatiti intrusive ed effusive in diverse facies. Inoltre la diffusa presenza di molti di questi affioramenti in altre zone della Sardegna evidenzia la sua rappresentatività in ambito regionale [5].

Di seguito vengono descritte in sintesi, le caratteristiche geologiche del territorio in esame.

Gli affioramenti più antichi sono rappresentati da formazioni sedimentarie paleozoiche [6], sia detritiche che carbonatiche, di età compresa tra il cambriano e il devoniano, caratterizzate da un blando metamorfismo dinamotermico conseguente alla tettonica caledoniana ed ercinica. Un più netto termometamorfismo, localizzato nelle zone aureolari, è dovuto alla impostazione dei graniti s.l., qui avvenuto durante le fasi tardive del ciclo magmatico cronico.

Questi affioramenti sono ricoperti in netta discordanza stratigrafica da rocce detritiche e vulcaniti cambro-ordoviciane alloctone (unità dell'Arburese) della Sardegna centrale [7], sovrascorse durante le fasi plicative erciniche. Anche queste mostrano i segni di un metamorfismo dinamotermico di basso grado.

La colonna stratigrafica di questa zona è completata dagli affioramenti triassici e miocenici, entrambi in facies sedimentarie, prevalentemente carbonatici i primi detritici i secondi, dalle vulcaniti oligo-mioceniche della serie cale-alcalina e da coperture detritiche recenti o attuali.

3. PROCEDURE SPERIMENTALI

3.1. Strumentazione

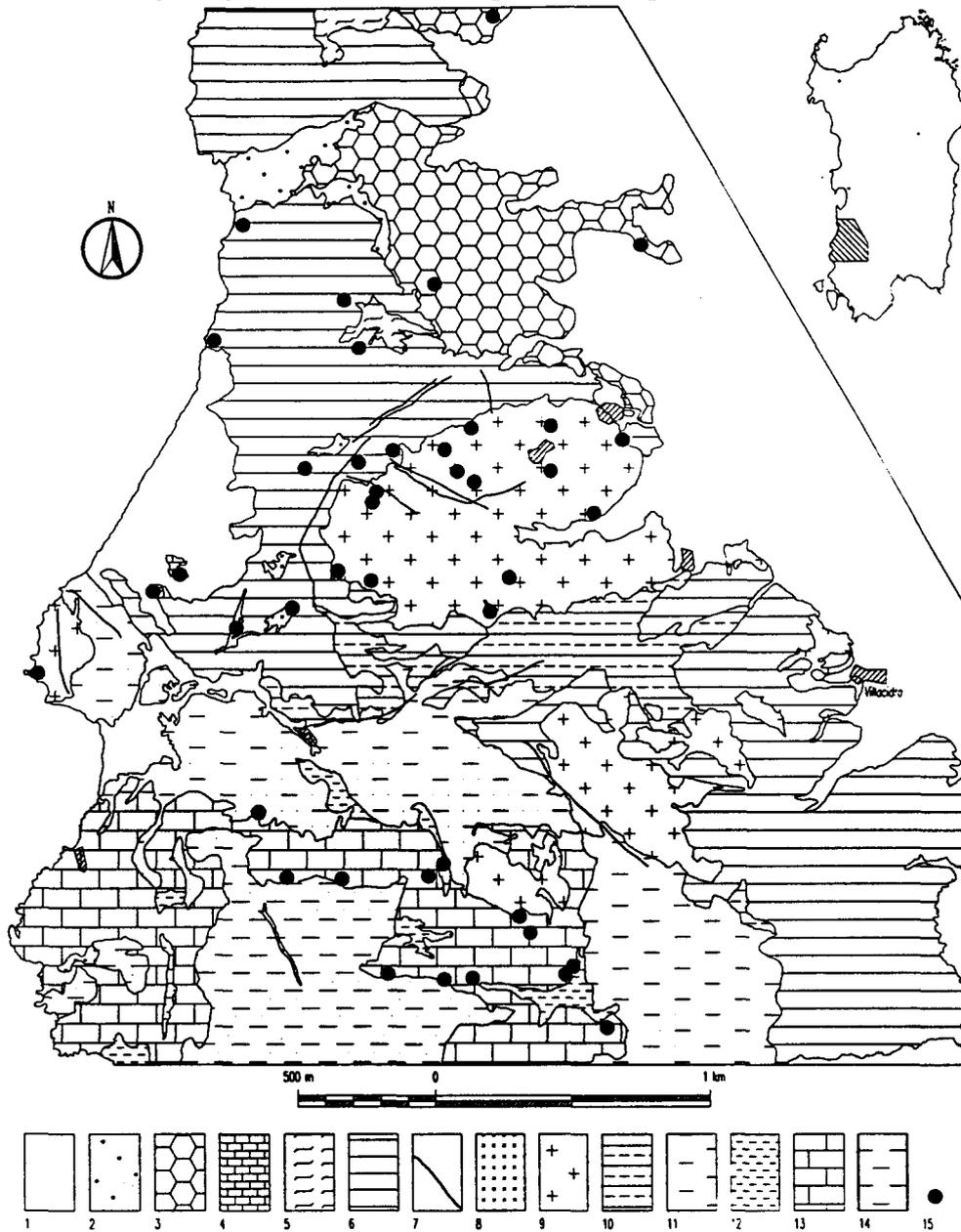
La strumentazione utilizzata comprende, per quanto riguarda le misure in campo, una camera a ionizzazione a pressione con range di misura da 10 nGy/h a 10 Gy/h per fotoni di energia da 60 keV a 2 MeV e un sistema di spettrometria gamma portatile con rivelatore HPGe.

3.2. Metodi di campionamento

La scelta dei siti di misura è condizionata dalla possibilità di accesso con un mezzo per il trasporto della strumentazione da campo e dalla rispondenza alle caratteristiche necessario per effettuare la misura di spettrometria gamma in campo (area pianeggiante per almeno un raggio di circa 40-50 metri intorno al rivelatore).

I siti di misura sono individuati in base alla geologia del territorio dedotta sia dalla cartografia relativa che da sopralluoghi realizzati ad hoc.

Fig. 1. Schema geologico e ubicazione dei punti di campionamento



Quaternario -1: alluvioni, alluvioni terrazzate, accumuli detritici, depositi costieri, campi dunari.
 Cenozoico -2: marne e arenarie con intercalazioni di prodotti vulcanici (miocene); 3: breccie vulcaniche basaltiche della serie cale-alcalina con intercalazioni di colate e tufi cineritici (ciclo magmatico alpino). Mesozoico - 4: depositi continentali passanti a sedimenti di trasgressione, arenarie e conglomerati, seguiti da calcari (trias). Paleozoico (unità dell'Arburese) - 5: metavulcaniti acide costituite da porfiroidi a grana media (ciclo magmatico caledoniano);
 6: prevalenti argilliti alternate ad arenarie e più raramente conglomerati, intercalate da lenti quarzitiche (cambriano m. ordoviciano i.). Paleozoico - 7: filoni quarzitici mineralizzati prevalentemente a Pb, Zn e Fe (ciclo magmatico cronico); 8: porfidi in ammassi e filoni (ciclo magmatico ercinico); 9 graniti s.l. tardo e post-ercinici (ciclo magmatico cranico); 10: arenarie, siltiti e argilliti con lenti calcaree nei livelli superiori (siluriano, devoniano); 11: puddinga a cemento argilloscistoso seguita da alternanze di arenarie, siltiti e argilliti (ordoviciano);
 12: argilliti e siltiti, in subordine arenarie, poggiate su una fitta alternanza di livelli calcarei e argillosi (cambriano m. ordoviciano i.); 13: calcari e dolomie entrambe diagenizzate e parzialmente eteropiche, poggianti su dolomie primarie a strutture algali (cambriano i.); 14: arenarie con lenti calcaree, seguite da un livello oolitico e da un'alternanza di arenarie e calcareniti (cambriano i.). 15: siti delle misure in campo e dei campionamenti.

Il prelievo dei campioni di roccia avviene sull'affioramento. Per ciascun sito vengono prelevati uno o più campioni in funzione delle diverse *facies* eventualmente presenti.

Il campione di suolo per ciascun sito è costituito effettuando, agli angoli di un quadrato di circa 10 m di lato al cui centro è posto il rivelatore al Ge, quattro prelievi di suolo alla profondità 5 cm.

Il rivelatore al Ge è posto su un cavalletto all'altezza di circa 1 m dal suolo orientato verso il basso.

La camera a ionizzazione è posta su cavalletto all'altezza di 1 m dal suolo, a una certa distanza dal rivelatore al Ge per evitare oscuramenti.

3.3. Trattamento campioni

I campioni di roccia vengono tritati con un mulino a mascelle, setacciati con maglia 2 mm e inseriti in un *beaker* di Marinelli da 1000 cm³.

I campioni di suolo vengono essiccati fino a peso costante, sminuzzati e setacciati fino a 2 mm e posti in *beaker* di Mannelli da 1000 cm³.

3.4. Misura

La misura è effettuata dopo circa 3 settimane dalla chiusura del *beaker* per permettere il raggiungimento dell'equilibrio radioattivo fra il ²²²Rn e i suoi prodotti di decadimento.

La durata delle misure in campo è di circa 30 min con incertezze totali dell'ordine del 10÷30% sulle misure spettrometriche.

4. MISURE

4.1. Misure sui campioni di roccia

Tab. 1. Concentrazione di attività in campioni di roccia - Serie ²³⁸U

Litologia	Età	TH-234	RA-226	PB-214	BI-214	Media
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
calcare	cambriano	5,2 (±0,8)	14 (±2)	4,2 (±0,2)	4,2 (±0,1)	7(±1)
dolomia	cambriano	3,9 (±0,7)	7 (±2)	3,9 (±0,2)	3,8 (±0,2)	5(±1)
scisti	postgothl.	35 (±6)	53 (±8)	27 (±1)	24 (±1)	35 (±5)
porfidi	post-erdnico	37 (±10)	38 (±5)	27 (±2)	25 (±1)	32 (±6)
graniti	post-erdnico	45 (±6)	60 (±8)	39 (±1)	37 (±1)	45 (±5)
arenarie/calcare	trias	25 (±6)	29 (±7)	17 (±1)	17 (±1)	22 (±5)

Tab. 2. Concentrazione di attività in campioni di roccia - Serie ^{232}Th

Litologia	Età	AC-228	RA-224	PB-212	BI-212	TL-208	Media
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
calcare	cambriano	0,8 ($\pm 0,1$)	2,0 ($\pm 0,8$)	0,9 ($\pm 0,1$)	1,7 ($\pm 0,4$)	0,9 ($\pm 0,1$)	1,3 ($\pm 0,4$)
dolomia	cambriano	1,5 ($\pm 0,2$)	3,2 ($\pm 1,6$)	U ($\pm 0,1$)	3 (± 1)	1,0 ($\pm 0,1$)	2,0 ($\pm 0,8$)
scisti	postgothl.	37 (± 1)	39 (± 2)	39 (± 1)	43 (± 2)	32,4 ($\pm 0,7$)	38 (± 2)
porfidi	post-ercinico	32 (± 2)	32 (± 4)	34 (± 2)	29 (± 3)	30 (± 1)	31 (± 2)
graniti	post-erdnico	46 (± 1)	49 (± 3)	48 (± 1)	54 (± 3)	38 (± 1)	47 (± 2)
arenarie/calcare	trias	2,6 ($\pm 0,4$)	8 (± 2)	2,2 ($\pm 0,2$)	3,0 ($\pm 0,8$)	1,7 ($\pm 0,2$)	3,5 ($\pm 0,8$)

4.2. Misure sui campioni di suolo

Tab. 3. Concentrazione di attività in campioni di suolo - Serie ^{238}U

Litologia	Età	TH-234	RA-226	PB-214	BI-214	Media
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
calcare	cambriano	21 (± 5)	43 (± 4)	35 (± 2)	32 (± 1)	33 (± 3)
dolomia	cambriano	17 (± 3)	33 (± 3)	23 (± 1)	22 (± 1)	24 (± 2)
granito	post-ercinico	43 (± 9)	54 (± 4)	16 (± 1)	34 (± 1)	37 (± 5)
scisti	postgothl.	36 (± 15)	73 (± 11)	48 (± 4)	47 (± 3)	51 (± 10)
arenarie/calcare	trias	40 (± 20)	45 (± 9)	26 (± 2)	25 (± 2)	34 (± 11)

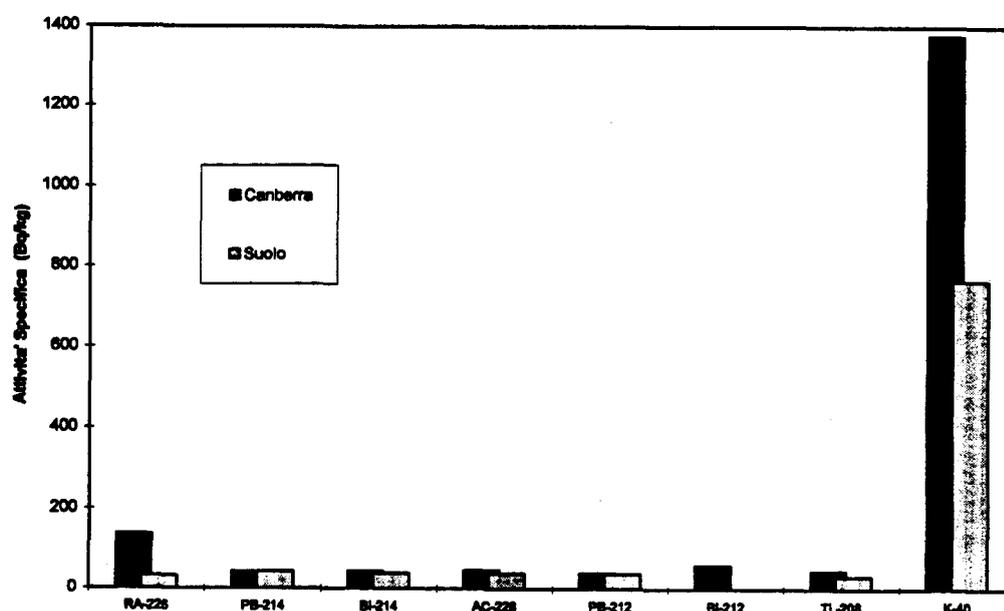
Tab. 4. Concentrazione di attività in campioni di suolo - Serie ^{232}Th

Litologia	Età	AC-228	RA-224	PB-212	BI-212	TL-208	Media
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
calcare	cambriano	15 (± 1)	14 (± 3)	15 (± 1)	12 (± 2)	11 (± 1)	13 (± 2)
dolomia	cambriano	21 (± 1)	21 (± 3)	22 (± 1)	25 (± 3)	17 (± 1)	21 (± 2)
granito	post-ercinico	44 (± 2)	39 (± 3)	24 (± 1)	53 (± 5)	40 (± 1)	40 (± 3)
scisti	postgothl.	36 (± 4)	34 (± 12)	42 (± 3)	33 (± 7)	35 (± 2)	36 (± 6)
arenarie/calcare	trias	47 (± 4)	43 (± 10)	50 (± 3)	37 (± 8)	44 (± 2)	44 (± 6)

4.3. Spettrometria gamma in campo

Nella figura 2 si riporta come esempio il confronto fra l'attività specifica misurata in laboratorio di un campione di suolo raccolto in una zona in cui affiorano i graniti (punto 45 - comune di Arbus) e il valore misurato con lo spettrometro gamma portatile.

Fig. 2. Confronto fra spettrometria gamma in campo e sul campione di suolo (campione di granito - punto 45)



Nella tabella 5 le misure di dose in aria effettuate con la camera a ionizzazione sono comparate con i dati del valore medio del rateo di dose misurato con il rivelatore Ge portatile per ciascun gruppo di litologie, in modo da valutare il contributo alla dose totale dovuto ai singoli radionuclidi.

Tab. 5. Rateo di dose in aria per i discendenti di ^{238}U e ^{232}Th e per ^{40}K

Lito- logia	RA-226 nGy/h	PB- 214 nGy/h	BI-214. nGy/h	AC-228 nGy/h	PB-212 nGy/h	BI-212 nGy/h	TL-208 nGy/h	K-40 nGy/h	Tot nGy/h	Camera a ionizz. nGy/h
calcare	-	6(±1)	6(±1)	15 (±2)	14 (±2)	18 (±7)	17 (±2)	17 (±1)	93 (±3)	132 (±13)
granito	29 (±9)	8(±1)	8(±1)	14 (±1)	12 (±1)	16 (±3)	15 (±1)	24 (±1)	126 (±3)	158 (±20)
scisti	22 (±15)	9(±1)	9(±1)	13 (±2)	12(±2)	15 (±5)	15 (±2)	20 (±1)	115 (±6)	150 (±24)

La differenza fra il valore misurato con la camera a ionizzazione e quello valutato con lo spettrometro corrisponde al rateo di dose imputabile alla radiazione cosmica che, per la Sardegna, è valutato mediamente pari a 32 nGy/h.

5. CONCLUSIONI

A tutt'oggi la campagna di misura è ancora in corso. Sono stati campionati circa 50 punti nel territorio in esame e si prevede di concludere l'indagine in questa zona entro il 1995. Si è iniziata nel frattempo una serie di misure per verificare la rappresentatività dei risultati ottenuti per le varie classi litologiche rispetto a litologie simili localizzate in altre zone della regione.

E' inoltre in corso una procedura di verifica del contributo del radon in atmosfera alla dose totale in aria misurata sia con la camera a ionizzazione che con lo spettrometro gamma.

Bibliografia

- [1] U. N., *Sources, effects and risks of ionizing radiation*, Report to the general Assembly U. N., New York, 1988.
- [2] G. Campos *et al.*, "The science of total environment", 45, 373-380, 613-620, 1985.
- [3] Cardinale *et al.*, "The natural radiation environment, USAEC Rep. Conf. -720805, p.421,1972.
- [4] Serv. Geol. It, Foglio 224/225 Capo Pecora/Guspini, 1971.
- [5] Ermsa, Ist. Geol. Univ. Cagliari, Carta geologica della Sardegna, 1982.
- [6] Carmignani L. *et al.*, *Basament structure and mesozoic-cenozoic evolution of Sardinia*, Symp. "International Lithosphere Program", Acc. Naz. Lincei, 1982.
- [7] Pillola G. L., *Correlation of Prevarisican and Varisican events in the alpine mediterranean mountain belts*, IGCP project n. 5,25-31,1986.

**IV SESSIONE TAVOLA
ROTONDA**

**IL CONTROLLO DELLA RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE:
PROSPETTIVE FUTURE**

Presiede: A. Parisi - Presidente AIRP

Leoluca Crescimanno

Ministero della sanità

Desidero innanzitutto porgere il saluto del Ministro della sanità che, come ha fatto presente stamattina il dott. Fabbri, ha comunicato la propria impossibilità a partecipare a questo incontro-dibattito per improcrastinabili impegni che lo hanno trattenuto a Roma.

Sono stato pertanto incaricato, quale funzionario della Direzione generale dell'igiene pubblica del Ministero della sanità, a fare un breve intervento sul ruolo attuale del Ministero medesimo in materia di controllo della radioattività ambientale incentrando l'attenzione anche sulle prospettive future alla luce del nuovo assetto normativo in materia ambientale.

Come è noto, il ruolo istituzionale del Ministero della sanità è finalizzato alla tutela sanitaria della popolazione esposta ai vari fattori di rischio ambientale.

Nel tema specifico delle radiazioni ionizzanti, questo compito è ben precisato dall'art 88 del DPR 185 che fa da introduzione al capo IX sulla protezione sanitaria della popolazione.

Per quanto attiene in maniera specifica al controllo della radioattività ambientale, stamattina è stato ricordato dall'ing. Monacelli che l'art.109 stabilisce che il Ministero della sanità ha il compito di tale controllo, funzione peraltro delegata alle Regioni già con due precedenti DPR del 1972 e del 1977 e poi con l'art. 7 della legge di riforma sanitaria 833/78.

Il Ministero della sanità si è comunque fatto carico della funzione prevista esplicitamente dall'art.5 della stessa legge, cioè l'azione di indirizzo e coordinamento che si è poi estrinsecata con la circolare del febbraio del 1987, risolvendo anche il problema economico al fine di poter realizzare su tutto il territorio nazionale una rete di sorveglianza sulla radioattività ambientale incentrata in ambito regionale.

Colgo l'occasione per ringraziare in modo particolare la Commissione nazionale per la radioattività ambientale che ha operato egregiamente per poter realizzare questo importante sistema di sorveglianza.

La Commissione ha lavorato attivamente avanzando proposte concrete e facendo in modo che tutte le strutture regionali fossero in grado di poter realizzare uniformemente questo specifico sistema di controllo.

Per quanto riguarda in generale il tema della sorveglianza ambientale, credo non sia fuori luogo ricordare che per un lungo periodo di tempo il Ministero della sanità si è fatto carico di tutti i problemi ambientali che successivamente con la legge 349 / 86, istitutiva del Ministero dell'Ambiente, sono stati trasferiti in gran parte alla nuova struttura.

E' importante tenere conto del fatto che tuttavia le competenze che attualmente il Ministero dell'Ambiente svolge in vari campi sono, come previsto dalla legge suddetta, concertate con il Ministero della sanità per le inevitabili implicazioni sanitarie che taluni problemi presentano.

A questo punto desideravo ricordare ciò che è stato evidenziato anche stamattina, vale a dire l'unitarietà inscindibile tra il problema ambiente e il problema salute nonché il fatto che non si possano considerare distinte e separate tali problematiche,

come l'attuale normativa in materia potrebbe fare invece supporre, avulse l'una dall'altra.

E' ben noto, infatti, come la protezione dell'ambiente sia pur sempre una protezione indiretta nei confronti della salute pubblica; d'altra parte, risulta evidente come gli interventi di protezione sanitaria nei confronti della popolazione non possano assolutamente prescindere da interventi di protezione nei confronti dell'ambiente o addirittura di risanamento ambientale nelle situazioni in cui si siano, ad esempio, concretizzate situazioni di rischio.

L'interesse precipuo, infatti, si concentra su due aspetti: da un lato, che le azioni esperite dal Ministero della sanità e dal Ministero dell'ambiente siano concertate, dall'altro che si ottemperi esattamente a quanto disposto dalla legge istitutiva dell'ambiente, estremamente precisa e puntuale allorché, ad esempio, si dilunga circa la fissazione dei limiti di esposizione agli inquinanti di natura fisica, chimica e biologica.

La legge, in materia, è rigorosa e precisa nello stabilire come sia competenza del Ministero dell'ambiente, di concerto con il Ministero della sanità, fissare i limiti di esposizione massima agli inquinanti di natura fisica, chimica e biologica, per quanto attiene agli ambienti di vita, di cui fa parte la popolazione.

Le competenze, invece, si ribaltano, allorché si fa riferimento agli stessi limiti negli ambienti di lavoro; la legge infatti in questa circostanza, prevede che la fissazione dei limiti (nell'ambito degli ambienti di lavoro), sia compito del Ministero della sanità, di concerto con il Ministero dell'ambiente, nonché con il Ministero del lavoro.

Alla luce delle nuove strutture e problematiche ambientali, si impone, pertanto, una stretta collaborazione tra tali istituzioni, fermi restando, tuttavia, ben distinti, i ruoli di ciascun ente.

Ovviamente si fa riferimento a funzioni di tipo operativo, da un lato, di tipo organizzativo dall'altro, di tipo gestionale da un altro lato ancora; a queste ultime peraltro dovrebbe sovrintendere una struttura con funzioni specifiche di coordinamento. Tale articolazione di competenze non può che creare disorientamento nel cittadino, in un momento in cui finalmente si sta dando tanto spazio alle problematiche ambientali.

A livello nazionale, si stanno mobilitando varie organizzazioni, quali l'ANPA, quindi le Agenzie regionali per il controllo ambientale, i Dipartimenti di prevenzione che operano nell'ambito delle Unità sanitarie locali ed infine la nuova Agenzia per l'organizzazione dei servizi sanitari regionali, che, operando in stretta coordinazione, hanno l'obiettivo di realizzare una efficiente tutela sanitaria e ambientale.

Nelle situazioni di emergenza va sottolineato il ruolo che il Ministero della sanità ha svolto e continua a svolgere, sotto il coordinamento della Protezione civile.

L'evento tragico di Chernobyl forse ci ha trovati un po' impreparati non essendo, allora, ancora operante la rete di rilevamento a livello regionale. Pur tuttavia, la Sanità si adopera concretamente adottando, nei casi di emergenza, contromisure di tipo sanitario.

Accanto a tale aspetto, va sottolineato quello, non meno rilevante relativo all'informazione alla popolazione.

Una precisa Direttiva comunitaria inserita nel pacchetto delle Direttive in materia di radioprotezione, impone l'informazione al pubblico in caso di incidente nucleare

ritenuto/ non a torto, la catastrofe ambientale per antonomasia. Peraltro/ lo stesso Ministero della sanità ha emanato una circolare sugli aspetti sanitari dell'emergenza nucleare nella quale si approfondiva il tema specifico dell'informazione.

Da quanto detto, ferma restando la stretta collaborazione tra i vari Enti sunnominati, va sottolineato il ruolo "attivo" che il Ministero della sanità deve svolgere.

L'attuale fase di ristrutturazione che investe anche la Direzione generale dell'igiene pubblica, rende più pregnante il ruolo del Ministero della sanità sia dal punto di vista politico che da quello amministrativo e normativo.

Un cenno a parte merita la problematica legata al radon, (causa accertata di neoplasie polmonari), che, senza dubbio, richiede un approfondimento sanitario e normativo, nonché una maggiore pubblicizzazione nei confronti della popolazione.

Cinzia Piendibene

Ministero dell'ambiente

Desidero fare molto brevemente il punto su quella che è l'attività del Ministero dell'ambiente in questo settore: un'attività che, onestamente devo dire, è appena agli inizi e che in questo momento ci vede impegnati nell'ambito di un gruppo interministeriale nel dipartimento delle politiche comunitarie e che ha in elaborazione uno schema di decreto sulla radioprotezione, sia per quanto riguarda la protezione sanitaria degli operatori dei settori e quindi dei pazienti, sia per quanto riguarda la messa a punto di metodologie di informazione alla popolazione in caso di emergenza.

Questo articolato prevede, tra l'altro, che il controllo sulla radioattività venga effettuato di concerto tra il Ministero della sanità e il Ministero dell'ambiente e che sia strutturato su due livelli di controllo: uno regionale ed uno nazionale.

In conseguenza proprio del mutato quadro istituzionale che ha affidato all'Agenzia nazionale per la protezione dell'ambiente le competenze in materia di controlli ambientali e al fine anche di assicurare l'omogeneità dei dati che pervengono in materia e anche una corretta metodologia e omogeneità di sistemi di rilievo, alla ANPA saranno affidate le funzioni di coordinamento tecnico delle reti regionali, organizzate e gestite localmente nell'ambito delle istituende Agenzie regionali per l'ambiente.

Pertanto è intendimento del Ministero svolgere tutta una serie di azioni che consentano la piena operatività della rete di monitoraggio che era stata a suo tempo istituita nell'ambito della Commissione nazionale per la radioattività ambientale. Non ultimo il problema del reperimento dei fondi che dovrebbero essere cessati con l'esercizio finanziario del 1993.

L'impegno ulteriore del Ministero dell'ambiente è quello di far sì che l'attività dell'Agenzia possa finalmente decollare in tempi che ci auguriamo tutti i più brevi possibili.

Martino Grandolfo

Direttore Laboratorio di fisica, Istituto superiore di sanità - Roma

L'Istituto superiore di sanità (ISS) si è occupato di radiazioni ionizzanti fin dalla sua nascita. Nel 1934 l'Ufficio del radio, cioè il laboratorio che aveva il compito di estrarre e purificare l'emanazione di radio per poi distribuirlo a scopi scientifici e terapeutici (dal 1926 struttura del Ministero degli interni) divenne, infatti, il primo nucleo del nascente ISS, col nome di Laboratorio fisico. Durante la sua lunga storia, punti di forza dell'ISS sono sempre stati:

- una metodologia di analisi e di intervento direttamente trasferiti dalla ricerca scientifica;
- il legame con le strutture sanitarie delle Regioni;
- l'attività di formazione e consulenza.

La ricerca scientifica rappresenta il perno dell'attività dell'ISS (in particolare del Laboratorio di fisica), non solo perché permette di progredire nella conoscenza, ma anche perché costituisce la base indispensabile per una comprensione approfondita dei fenomeni e dell'impatto sanitario, nonché per le attività di formazione e di consulenza. Nel campo delle radiazioni ionizzanti l'attività di ricerca svolta in Istituto abbraccia diversi settori, comprendendo sia ricerche di base che ricerche finalizzate. In particolare, gli studi attualmente in corso in Laboratorio riguardano, oltre alla radioattività ambientale, i seguenti cinque filoni:

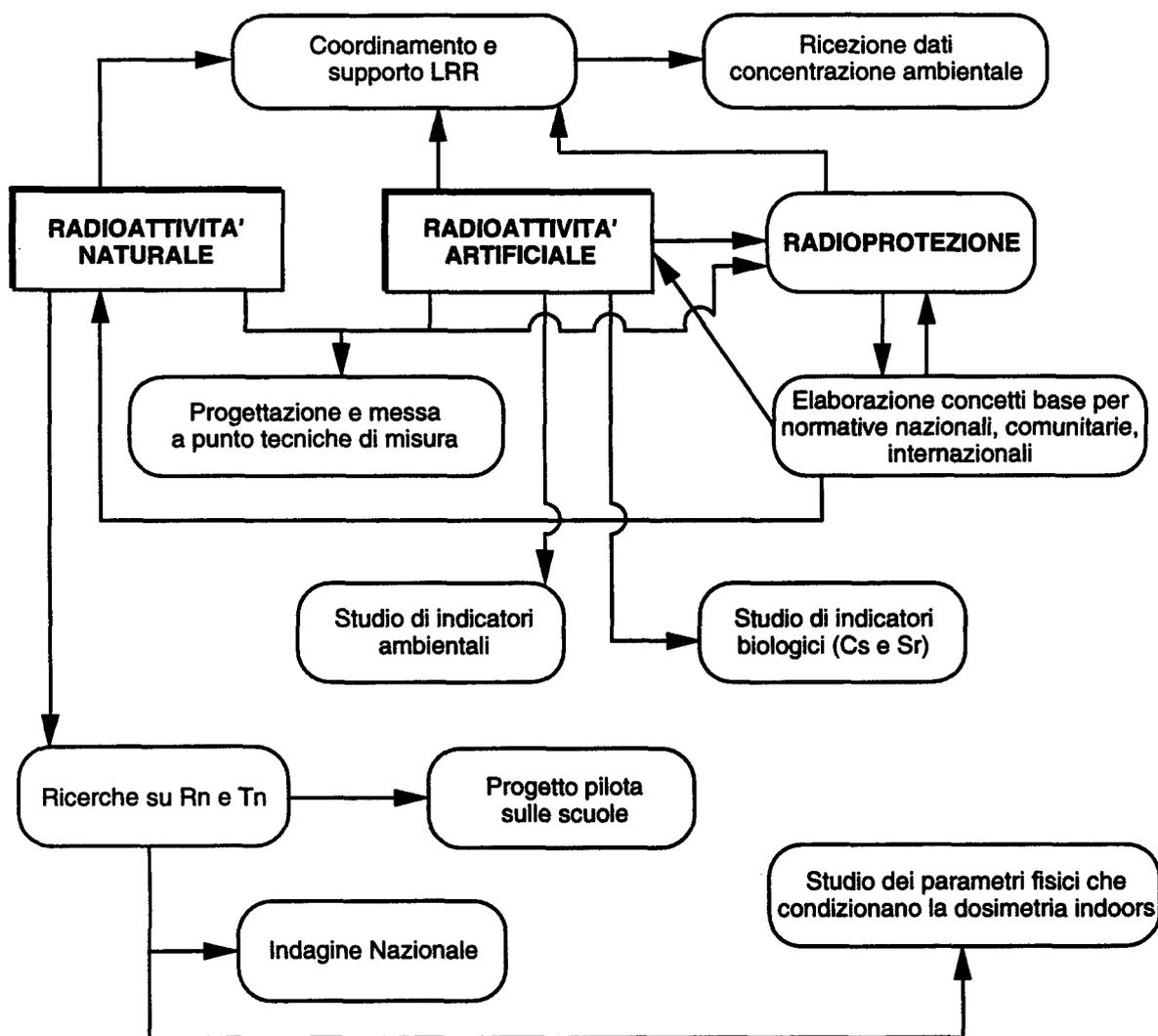
- effetti biologici delle radiazioni a livello molecolare e cellulare: studi condotti con acceleratori di particelle sul confronto dell'efficacia biologica relativa di diversi tipi di radiazioni (protoni, deutoni, ioni leggeri);
- dosimetria di protoni in terapia oncologica: studi sul legame tra le caratteristiche fisiche dei protoni e le loro proprietà radiobiologiche;
- radioprotezione del paziente: ottimizzazione della filtrazione in apparati mammografici convenzionali;
- metrologia e dosimetria: metrologia con raggi X di media energia e dosimetria con tecniche di risonanza di *spin* elettronico (in terapia, nella ricerca e nella valutazione di incidenti);
- analisi di sicurezza ed impianti del ciclo nucleare.

Per quanto riguarda l'attività di formazione effettuata dall'ISS, questa si realizza in diversi modi, tra i quali vanno evidenziati:

- i corsi dell'ISS, con lezioni ed esercitazioni; in particolare negli ultimi anni sono stati effettuati corsi sulla radioattività ambientale e sull'irraggiamento degli alimenti;
- l'addestramento diretto del personale del SSN, tramite permanenza presso il Laboratorio di fisica dell'ISS;
- la pubblicazione e diffusione di informazioni tramite lavori scientifici, articoli divulgativi, il notiziario dell'ISS, i Rapporti Istisan e gli Annali nonché, sul piano sperimentale, la messa a punto e la diffusione di protocolli di misura.

Passando a descrivere le attività di ricerca più specificatamente legate alla radioattività, tema di questa tavola rotonda, queste si svolgono essenzialmente nelle aree della radioattività naturale e della radioattività artificiale. Un quadro sintetico ma completo di questa attività è mostrato in figura 1.

Fig. 1. Quadro sintetico delle attività di ricerca svolte nell'Istituto superiore di sanità nel settore della radioattività naturale ed artificiale



Per quanto riguarda le problematiche ambientali, lo stretto legame tra salute e ambiente è tenuto ben presente nella legislazione italiana relativa ai compiti dell'ISS. Infatti, secondo il D.Lgs del 30 giugno 1993, n. 267, art. 1, comma 2, lettera g, "TISS promuove programmi di ricerca scientifica sul rapporto tra salute ed ambiente". Più in particolare, per quanto riguarda la problematica delle radiazioni ionizzanti, tra le attribuzioni del Laboratorio di fisica dell'ISS, previste dal Decreto ministeriale del 21

novembre 1987, n. 528, all'art.14 vi sono: "studio degli effetti sanitari e dell'impatto ambientale delle radiazioni ionizzanti; studio, elaborazione e sviluppo di metodologie e tecniche per la protezione sanitaria e la salvaguardia ambientale delle radiazioni ionizzanti".

Secondo l'ISS, il problema non è quello di privilegiare, per moda o altro, l'approccio sanitario o quello ambientale, ma di trovare corretti e chiari accordi e collaborazioni nei campi di sovrapposizione. Resta ferma, comunque, la necessità di non demandare i compiti di sorveglianza ambientale ed i relativi controlli ad organismi centrali, bensì a strutture territoriali, le uniche in grado di effettuare misure con criteri di campionamento che risultino rappresentativi delle diverse realtà locali.

Rappresentativa della linea di pensiero dell'ISS è la posizione recentemente assunta dall'Organizzazione mondiale della sanità che, quale diretto risultato della prima Conferenza europea su ambiente e salute (1989) e della firma di una "Carta europea su salute e ambiente", ha istituito lo "European Centre for Environment and Health", con le tre sedi di Bilthoven (Olanda), Nancy (Francia) e Roma.

Le scelte dell'Organizzazione mondiale della sanità tendono proprio ad evitare la sottovalutazione degli aspetti sanitari in settori strategici quali, ad esempio, il controllo della qualità dell'aria, dell'acqua e dei cibi, la protezione dalle radiazioni e l'igiene degli ambienti interni.

A questo fine il Centro europeo è in costante collegamento con l'UNEP, l'Unione europea e le altre grandi organizzazioni internazionali, non potendosi certo oggi ignorare l'aspetto transfrontaliero, non solo dei grandi problemi ecologici, ma anche di quelli sanitari legati a contaminanti immessi nell'ambiente, come l'incidente di Chernobyl ha drammaticamente insegnato.

La Carta europea su salute e ambiente, sottoscritta nel 1989 da tutti i Ministri della sanità e dell'ambiente, può rappresentare un valido punto di riferimento per il nostro Paese anche nel processo di riorganizzazione delle strutture centrali e periferiche attualmente proposte per la prevenzione ed i controlli: ambientali. In questo contesto dovrebbero essere garantiti legami aperti ed efficienti non solo fra i due Ministeri, ma anche e soprattutto fra le strutture che operano sul territorio, in particolare, si dovrà tutti operare affinché, senza intaccare le competenze esistenti, non venga spezzata la catena che, illustrata in qualsiasi corso elementare di radioprotezione, insegue i radionuclidi da un compartimento ambientale all'altro (aria -> erba -> mucca -> latte —> essere umano).

In altre parole, allo scopo di chiarire le possibili prospettive (e definire le varie competenze) l'ISS ritiene necessario qui riaffermare con forza il legame inscindibile che deve esistere fra salute ed ambiente, includendo nel termine "ambiente" anche i numerosi inquinanti che attraverso di esso raggiungono gli esseri umani, tanto da potersi affermare essere lo stesso ambiente uno dei principali fattori di rischio per la popolazione.

Per quanto riguarda i suoi programmi futuri l'ISS annovera, fra altri:

Radioattività naturale

- a) l'analisi delle ricadute dell'Indagine nazionale sul radon nelle abitazioni, con l'identificazione sia dei parametri più rilevanti che delle possibili azioni di rimedio;
- b) lo studio dei principali parametri che influenzano la dose da radon indoor (fattore di equilibrio, ventilazione, etc.);
- c) lo svolgimento di indagini, di 3a generazione, sul radon nelle scuole e negli ambienti di lavoro caratterizzati da alti valori di esposizione;
- d) la mappatura del territorio nazionale, per identificare le aree a rischio potenziale di radon;

Radioattività artificiale

- e) l'analisi di sicurezza negli impianti del ciclo nucleare;
- f) la messa a punto di una tecnica rapida per la misura di Sr-90 in matrici ambientali ed alimentari.

Alla luce del quadro d'attività qui sintetizzato e dell'esperienza acquisita negli ultimi anni, l'ISS auspica che non vada disperso il patrimonio di collaborazione costruito in questi ultimi anni fra le strutture nazionali, il lavoro comune, iniziato con la progettazione e la realizzazione dei Centri regionali per il controllo della radioattività ambientale, ha trovato un importante momento di maturazione con l'Indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni. Ci si augura che negli anni possa realizzarsi un'ulteriore crescita di sensibilità, cultura e capacità strumentali ed una maggiore omogeneità di questi traguardi su tutto il territorio nazionale, in questa prospettiva, il Laboratorio di fisica dell'ISS riconferma la propria disponibilità a proseguire la collaborazione con le strutture regionali e con l'ANPA, nonché a fornire la propria consulenza, ove richiesta, a tutti coloro che abbiano la responsabilità di operare sul territorio. I nuovi modelli organizzativi che il Paese ha iniziato a darsi potranno portare l'ISS ad interfacciarsi con strutture ed interlocutori diversi, ma sempre con il convincimento che nessun conflitto di competenze abbia ragione di esistere nel delicato settore della protezione della salute e dell'ambiente.

Antonio Susanna

Direttore Divisione radioattività ambientale - ANPA, Roma

Stamattina si è toccato più volte l'argomento dell'ANPA e della Legge 61 che la ha istituita, insieme con le Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente, e sottolineo il plurale. Dobbiamo tenere fortemente in conto questo fatto se si vuoi costruire qualcosa di valido.

I compiti attribuiti per legge a queste Agenzie sono molteplici: sinteticamente possiamo dire che le Agenzie hanno compiti promozionali per quanto riguarda la

ricerca e compiti molto più operativi per quanto riguarda i controlli. In particolare la legge attribuisce competenze per quanto concerne la raccolta sistematica dei dati ambientali, i limiti di accettabilità degli inquinanti, gli standard aria-acqua-suolo, le tecnologie e strategie di gestione dei rifiuti, il monitoraggio dei controlli ambientali, il controllo dei fattori di rischio, la protezione dell'ambiente naturale e la conservazione delle aree protette, il risanamento delle aree inquinate e di situazioni a rischio, la verifica dell'efficacia degli standard ambientali e dei regolamenti nella produzione dei risultati attesi, i controlli dei fattori fisici, chimici e biologici di inquinamento dell'aria, acqua e suolo e, infine, i controlli sulle attività relative all'uso pacifico dell'energia nucleare e protezione contro le radiazioni.

Come si vede si tratta di una panoramica veramente vasta e complessa su cui non si distingue molto tra cosa deve fare l'Agenzia centrale e cosa quelle periferiche. Tra i compiti più particolari e specifici dell'ANPA la legge indica il coordinamento tecnico delle Agenzie regionali, per garantire omogeneità di interventi sul territorio nazionale e, tra gli esempi che la stessa legge riporta, è sottolineata la standardizzazione dei metodi di campionamento, misura e controllo, argomento di cui stamattina si è parlato molto a proposito della radioattività ambientale.

Ciò fa pensare che le Agenzie regionali dovrebbero avere compiti più di controllo e di intervento sul territorio, lasciando alla Agenzia centrale gli aspetti più propri di coordinamento e indirizzo.

Compito specifico dell'ANPA è certamente quello di fornire il supporto tecnico al Ministero dell'Ambiente ed alle altre Amministrazioni dello Stato, compito del resto, sempre svolto dalla ENEA-DISP che, come è noto, è stata chiamata a costituire il primo nucleo dell'ANPA. A tal riguardo è bene precisare subito che benché l'ENEA-DISP sia transitata all'ANPA fin dal giorno in cui la Legge è entrata in vigore, l'Agenzia stessa sostanzialmente ha preso il via solo pochi giorni fa, cioè dal 26 ottobre, giorno in cui sono stati insediati il Commissario nella persona del Dr. Giuseppe Nicoletti, che è attualmente anche capo-gabinetto del Ministero dell'Ambiente, e il Sub-Commissario nella persona del dr. Sergio Basile, anch'egli del Ministero dell'Ambiente, i quali hanno dato, anche formalmente vita all'ANPA.

Per quanto riguarda l'organico, oltre al personale dell'ENEA-DISP è previsto il trasferimento dall'ENEA di circa 150 unità e altre 150 dovrebbero provenire da altri enti pubblici, quali ad esempio, l'ISPESL, lo stesso Istituto Superiore di Sanità, ecc. Le modalità di trasferimento non sono state ancora precisate (del resto è solo da pochi giorni che vi è stata la nomina dei Commissari), ma l'auspicio è che i trasferimenti avvengano tempestivamente per consentire al nuovo ente di funzionare efficacemente. Allo stato attuale dunque è solo la DISP che è confluita nell'ANPA con le motivazioni credo, in sintonia anche con le indicazioni dell'OMS (Organizzazione Mondiale Sanità), di considerare il nucleare alla stregua della altre noxae di carattere fisico e chimico che minacciano l'integrità dell'ambiente. Del resto, vista l'alta sofisticazione raggiunta dalla radioprotezione e dalla prevenzione nel campo nucleare, questa è una ottima occasione per estendere altri settori, metodologie ed esperienze che sono state utilizzate e collaudate, con successo, nel campo nucleare.

Tra le numerose esperienze acquisite, quella del coordinamento delle reti di monitoraggio della radioattività ambientale, sulla quale peraltro abbiamo avuto

modo di ascoltare stamattina la relazione della dottoressa Silvana Piermattei, è particolarmente significativa.

Grazie anche alla collaborazione di tutti gli interessati sia a livello locale che a livello regionale, questa attività è stata realizzata e prosegue con soddisfazione e successo, ed ha consentito la standardizzazione dei metodi di misura, della scelta dei campioni, eccetera permettendoci di affermare che le misure eseguite in questo settore sono affidabili e uniformi su tutto il territorio nazionale.

Solo per citare altre esperienze fatte in DISP vorrei ricordare le azioni svolte per la qualificazione dei siti degli impianti nucleari, gli studi geologici, idrologici, meteorologici, etc., che costituiscono un bagaglio di esperienze e di lavoro che, forse, si può rimpiangere che non sia stato pienamente utilizzato, ma che certamente rimane come patrimonio dell'Ente.

Ancora, citerò la valutazione dei gruppi critici per garantire il rispetto delle dosi limite; l'utilizzo dei bio-indicatori, l'adozione della metodologia VIA, che nel campo nucleare ha trovato in Italia uno dei primi esempi di applicazione; la carta dei siti nucleari, che, malgrado molte discussioni, ha costituito un esempio di studio del territorio, mediante una cartografia computerizzata che consentiva di individuare o, meglio, scartare tutte quelle aree che non erano idonee per l'insediamento degli impianti nucleari.

Esempi di lavori svolti, mutuabili anche in altri campi, se ne potrebbero fare molti altri: ciò che più conta, però, è che essi testimoniano un bagaglio di conoscenze acquisite che non potrà essere lasciato cadere, bensì, come ha detto anche Martino Grandolfo un momento fa, dovrà essere messo a disposizione e utilizzato dove necessario.

Nel campo della radioattività ambientale, dunque, non si può dubitare che se vi saranno mutamenti nel nuovo assetto istituzionale, essi non potranno che essere migliorativi per ulteriormente sviluppare quanto finora raggiunto.

Abbiamo sentito una serie di relazioni in cui sono stati presentati tanti aspetti positivi, obiettivi raggiunti, esperienze acquisite. Di contro oggi pomeriggio mi pare che prevalga un certo pessimismo. Personalmente però sono ottimista e sono convinto che le esperienze acquisite si traducono in fatti concreti e i fatti concreti rima di là delle Organizzazioni che nel nostro Paese a volte lasciano a desiderare.

Paolo Tori

Responsabile Servizio medicina del lavoro - Regione Emilia-Romagna

Volevo innanzitutto premettere due cose prima di cercare di illustrare a che punto siamo come Regione Emilia-Romagna nella realizzazione del riordino del sistema di prevenzione: che condivido personalmente, e condividiamo in Regione quello che ha detto il dr. Grandolfo sull'integrazione tra sanità e ambiente e della inscindibilità tra i problemi sanitari ed ambientali almeno per quanto riguarda il controllo dei fattori di rischio.

Questa è una premessa doverosa perché da questa si capisce anche l'"altalena" che abbiamo avuto e che stiamo avendo nella formazione della proposta di Legge che dovrebbe andare in campo per la realizzazione della famosa ARPA (che speriamo che

suoni presto) e che dovrebbe completare il riordino del sistema sanitario in Emilia-Romagna.

Questo innanzitutto è uno schemino a blocchi di come abbiamo visto e interpretato noi il riordino del sistema dovuto alle due grosse Leggi che ci sono piombate sulla testa e che hanno profondamente riformato il sistema sanitario. Per il settore della prevenzione, noi non avevamo giudicato così necessario questo grande cambiamento che sta avvenendo, tanto è vero che la mia Regione si era pronunciata in senso contrario al voto del referendum sullo scorporo dalle Unità sanitarie locali dei controlli ambientali e si era anche pronunciata in modo contrario a una parte delle innovazioni contenute nelle 502 e 517 per una serie di motivi ed in particolare per la spinta privatizzante del sistema sanitario che non condividiamo. Detto questo però le due leggi sono operanti; la Regione aveva ed ha pertanto, il compito di emanare le leggi per riorganizzare il servizio sanitario e riassegnare i compiti.

Per quanto riguarda la riorganizzazione del sistema sanitario, la nostra Regione ha già provveduto, ha promulgato la Legge di riforma della riforma sanitaria che è la Legge 19 del 1994. In questa legge è stata riorganizzato e aziendalizzato il sistema riorganizzandolo sul territorio regionale, riducendo le 41 Unità sanitarie locali a 13 aziende con bacini di utenza, praticamente provinciali ad eccezione della provincia di Bologna in cui permangono 4 Aziende-USL. Scorporando i 4 Policlinici ospedalieri sedi di Università, e istituendo 4 Aziende Ospedaliere separate dalle Aziende USL.

Il riordino ha questo tipo di schema di funzionamento della nuova Azienda: è uno schema come vedete con il Direttore generale che ha in staff il Direttore sanitario, il Direttore amministrativo, il Coordinatore per i servizi sociali e poi in linea diretta, i Direttori di Distretto o di Presidio ospedaliero che sono quelli che poi amministrano nel territorio le funzioni in via diretta rispondendo sia del budget, dell'organizzazione dal punto di vista amministrativo e dal punto di vista contabile, nonché del controllo delle prestazioni che vengono erogate a livello distrettuale.

La legge regionale annulla espressamente tutte le Leggi di organizzazione precedenti compresa la famosa Legge Mariotti, quella della organizzazione ospedaliera; la riorganizzazione di queste funzioni sarà regolamentata attraverso delibere di coordinamento ed indirizzo da emanarsi da parte della Regione stessa. Una delle prime direttive emanate dalla Regione ha riguardato i Dipartimenti di prevenzione. Questo per un motivo molto semplice: il Dipartimento era un anello debole della nuova costruzione in quanto, per effetto della Legge 61 e della mancata riorganizzazione dei controlli ambientali, occorreva dare delle linee interpretative ai Direttori Generali che potevano essere invogliati a smantellare le strutture di controllo già esistenti sapendo che esse o almeno parte di esse erano "pezzi a perdere" della struttura sanitaria.

Il problema che stamani diceva l'ing. Monacelli è un problema che può diventare reale, perché la spesa sanitaria effettuata con strutture non più inserite nel sistema sanitario, teoricamente potrebbe essere oggetto di illegittimo dal punto di vista contabile e amministrativo.

Per questo, naturalmente nella Legge che dicevo prima la Regione ha inteso inserire un articolo, l'art. 6, che prevede espressamente il riordino all'interno del sistema sanitario, dei compiti di controllo ambientale, prevedendo l'istituzione di una

Agenzia che non si chiama, come vedete, per la prevenzione dell'ambiente ma si chiama per la prevenzione e l'ambiente e che dovrà gestire sia i compiti scorporati dalle USL che una serie di compiti che la Regione, in base all'art. 3 proprio della Legge 61, intende affidarle e che sono compiti di supporto per l'attività del servizio sanitario.

Allora in questo articolo, specificatamente all'ultimo comma dell'articolo, avevamo anche messo una norma transitoria che serviva a mantenere, fino alla costituzione di questa Agenzia, sui precedenti livelli, i controlli ambientali e la competenza al Servizio sanitario in modo che i Direttori generali potessero garantire le spese necessario per queste strutture. Dopodiché abbiamo cominciato l'elaborazione del testo che deva portare alla costituzione dell'Agenzia regionale, dell'ARPA.

Quella famosa ARPA che dovrebbe tra poco suonare, e abbiamo cominciato ad affrontare una serie di problemi abbastanza grossi proprio tra le due tendenze che sono state accennate anche prima: cioè la tendenza a costituire una Agenzia che affronti puramente e unicamente il monitoraggio e controllo ambientale, oppure un'Agenzia che riesca a mantenere unito il discorso di supporto tecnico, di supporto specialistico per il Servizio sanitario ed in particolare per il Dipartimento di prevenzione delle USL e contemporaneamente serva a rilanciare le attività di controllo ambientale mantenendo alla competenza degli Enti locali le funzioni amministrative.

In questa altalena tra le due tendenze siamo arrivati ad oggi dopo una lunga consultazione che abbiamo fatto, oserei dire con tutti i soggetti interessati, su una prima bozza del progetto di legge. Abbiamo voluto fare un percorso di questo tipo: di emanare una prima bozza di progetto di Legge, di metterlo in consultazione, con le parti coinvolte e dopo aggiustare questo progetto per emanare il vero e proprio progetto di legge che, poi, naturalmente, sarà sottoposto all'iter consiliare, invece di emanare subito il progetto vero e proprio infatti l'iter consiliare è una mediazione di tipo politico e non più tecnica e non è suscettibile a grossi ulteriori aggiustamenti, senza stravolgere l'intero disegno e ciò può essere negativo per una questione così delicata e di così grosso impatto per tutto l'assetto delle attività di prevenzione

Così siamo arrivati a una bozza di progetto di legge, che è attualmente condivisa dai due assessori competenti, concordata tra i due assessorati, è al vaglio della Giunta regionale essa non è ancora pulita dall'Ufficio legislativo che deve valutare anche la compatibilità di alcune soluzioni legislative che abbiamo adottato.

Le scelte effettuate nel predisporre questa norma partono da questi due presupposti:

1. le funzioni restano agli Enti. E' una decisione estremamente importante che ha fatto discutere molto. Non istituire un'Authority che ha funzioni proprie, ma facciamo un'Agenzia regionale di supporto alle attività delle Istituzioni che hanno i compiti assegnati dalla legge 142 cioè la Regione, la Provincia e il Comune. Questo punto naturalmente è politico, è stato dibattuto in Giunta e la Giunta ha deciso così all'unanimità. Vuoi dire che l'Agenzia è un supporto tecnico-specialistico ma le funzioni amministrativa, sia autorizzativa, sia di controllo, rimangono agli Enti locali;
2. questa struttura non è una struttura solamente ambientale, è una struttura che

serve sia l'ambiente sia la sanità. E' in collegamento obbligato con i Dipartimenti di prevenzione e fornisce le proprie prestazioni ai Dipartimenti di prevenzione sia come rete laboratoristica fornendo prestazioni analitiche ma anche quelle di supporto tecnico e specialistico per gli argomenti su cui ha competenza.

Poi è stato stabilito, come punto innovativo, il concetto della prevalenza della funzione tra i Dipartimenti di prevenzione e l'Agenzia. Vogliamo dare la certezza a chi rivolgersi nei diversi casi per cui abbiamo stabilito in un prospetto riassuntivo, a chi fanno capo le diverse funzioni tecniche per l'erogazione delle prestazioni. Parto un momento da questo per poi riassumere rapidamente quale è la struttura di questa nuova "baracca".

Abbiamo preso le competenze esercitate fino ad oggi dalle USL attraverso i Servizi e i Presidi di prevenzione, abbiamo scorporato da esse quelle che sicuramente avevano una prevalenza ambientale e, senza dividere con l'accetta e con il coltello i due compiti, abbiamo fatto, come vedete, una separazione delle attività tra le due strutture: Dipartimento di prevenzione della USL e Agenzia per la prevenzione.

Nell'articolo più importante forse di questa norma, abbiamo stabilito un meccanismo che sarà quello che poi determina cosa vuoi dire questa tabella. Partendo dal concetto che vi ho detto prima: non è una separazione di funzioni ma è una integrazione, è un concorso di colpa tra le due strutture sullo svolgimento delle varie attività!!

Abbiamo sancito l'obbligo del concorso esplicito che è una innovazione giuridica notevole, concorso esplicito che deve fare il soggetto che concorre rispetto al soggetto che ha la prevalenza nell'intervento. La responsabilità del processo amministrativo quindi, viene determinata dalla tabella.

Per completare il procedimento amministrativo la struttura identificata fa l'istruttoria e fornisce il parere, se è un parere per nuovo insediamento o per una attività autorizzativa, deve per forza avere il concorso dell'altra struttura. Con questo pensiamo di garantire la massima integrazione tra le due strutture che era il punto più difficile da mantenere per non separare sanità e ambiente in maniera netta. Le caratteristiche della struttura organizzativa che è stata scelta per la nuova Agenzia è molto simile a quella delle Aziende USL. Il Direttore tecnico e il Direttore amministrativo sono in staff rispetto al Direttore generale, le varie sedi provinciali in linea. Le sezioni provinciali sono composte da due tipi di strutture: il Dipartimento tecnico, ovvero le vecchie strutture laboratoristiche del PMP e la struttura invece di controllo territoriale che sarebbero le ex-strutture dei Servizi di Igiene Pubblica, addette alla vigilanza sull'ambiente esterno.

Altra cosa importante nella Legge è la garanzia che abbiamo cercato di inserire, per una programmazione integrata sia con il sistema sanitario che con il sistema delle autonomie locali. Il Direttore generale riceve dai comitati provinciali di coordinamento, che hanno sede presso ogni Provincia, le proposte per il piano annuale di attività. Nel comitato provinciale di coordinamento è stato risolto il nodo, della dipendenza funzionale dalle province delle strutture provinciali dell'Agenzia. Tale nodo è stato regolato in questo senso: i comitati provinciali sono coordinati e presieduti dal funzionario responsabile per l'ambiente della Provincia e di questi comitati fanno parte sia il Direttore della sede provinciale dell'Agenzia che il Direttore del Diparti-

mento di prevenzione della USL competente per territorio. Viene assicurata una corrispondenza dei programmi di lavoro alle risorse disponibili dal Direttore generale; le proposte delle singole sezioni vengono trasformate in un piano annuale di attività su cui si pronuncia il Comitato di indirizzo/ che è composto dall'Assessore alla sanità della Regione, dall'Assessore all'ambiente della Regione e da tutti i Presidenti delle province interessate (cioè delle 9 province dell'Emilia-Romagna). La Regione approva il piano, il piano non diviene esecutivo senza l'approvazione della parte Regione.

Come si può garantire che il piano sia coordinato tra sanità e ambiente, quindi che risponda complessivamente ai bisogni della Regione nel suo insieme?! Noi abbiamo molta meno difficoltà che i Ministeri naturalmente essendo la Giunta regionale un organo collegiale e non essendo gli Assessorati strutture autonome. All'interno della Regione, viene istituito un comitato interdipartimentale composto da sanità ambiente ed agricoltura e dagli altri servizi dell'apparato regionale coinvolti dalle attività dell'agenzia e tale gruppo farà capo alla Giunta regionale nel suo insieme. Questa dovrebbe essere la garanzia per avere programmi comuni sul versante di tutta la Regione quindi uno strumento regionale e non di un Assessorato.

Credo di avervi illustrato più o meno, cosa pensiamo di fare; ma a che punto siamo? n punto sarebbe questo: la proposta di legge rivista dovrebbe essere adottata alla prossima giunta, cioè martedì prossimo e subito dopo essere pubblicata e cominciare l'iter regionale di approvazione.

Ultima cosa alcuni dati di questa Agenzia. Questa Agenzia dovrebbe avere un personale che si aggira intorno alle 1000 unità, trasferite dal Servizio sanitario per un costo di un centinaio di miliardi l'anno ed è quindi naturalmente una struttura tutt'altro che leggera rispetto a quello che abbiamo sul territorio. Tenete presente che in Emilia-Romagna i Servizi di prevenzione, compresi gli ex-PMP compresi quindi quelli che vengono trasferiti a questa Agenzia contano sulle 3200, 3300 persone, quindi 1/3 di questa forza andrebbe a confluire nella nuova Agenzia.

Crediamo con questa legge di poter fare, nonostante le premesse negative, che tentano di separare ambiente e salute, un salto in avanti, rafforzando le capacità di intervento in senso preventivo e cercando di concentrare nel governo regionale, la responsabilità dell' intervento per un programmato e corretto sviluppo dell'uso del territorio.

Attilio Sacconi

Responsabile CRR Veneto

In quale agenzia regionale per l'ambiente potrà confluire il CRR del Veneto? E molto difficile parlare oggi di quale sarà o potrà essere il destino della radioattività ambientale nel nuovo assetto istituzionale. Per due motivi: primo non sappiamo quale sarà l'assetto delle istituzioni in cui verranno collocati i CRR, secondo restano comunque vari e numerosi i referenti istituzionali del dato ambientale rilevato. Ministero della sanità, ministero dell'ambiente, amministrazione regionale, forse amministrazione provinciale e comunale.

in questa confusione è difficile non solo immaginare cosa ne sarà dei CRR ma anche pensare di fare una proposta di ragionevole strategia.

Mi limiterò quindi ad accennare quali sono i miei desideri, a come mi piacerebbe veder operare i CRR inseriti comunque ora nei PMP e domani forse nella Agenzia Regionale. Dico: forse; perché a mio avviso non può oggi essere così certo che in futuro non si abbiano dei laboratori esclusivamente al servizio della sanità ed altri al solo servizio dell'ambiente. In tal caso, pessimo caso!, si avrà un laboratorio che misura alimenti e contaminazione sulle persone e sugli animali, ed un altro che misura le stesse cose in matrici ambientali: erba, funghi, aria, acqua, altro. Con l'ovvia contraddizione di vedere l'insalata come matrice ambientale e come cibo, così l'acqua, l'aria, l'erba destinata agli animali, e così via.

Sarà difficile, senza una seria e rigorosa legislazione regionale pensare che nel futuro non possa accadere quanto detto. Spero che siano chiari a tutti i pericoli di una duplicazione di interessi e laboratori.

Ma veniamo ai miei desideri sul futuro dei CRR.

Per prima cosa sarebbe opportuno che si prendesse coscienza del fatto che obiettivi primari dei CRR non sono solo la radioattività ambientale intesa come raccolta e misura di matrici di varia origine e tipo, ma anche e soprattutto l'organizzazione delle reti di controllo ambientale. A questo proposito si legga la Circolare 3/2/87 sulla GU 5/3/87 serie 53. Questa organizzazione delle reti comporta uno studio sistematico del territorio e delle installazioni che vi sono dislocate, dalla centrale nucleare al laboratorio di medicina nucleare o di radioimmunologia. Implica una conoscenza dettagliata di quali e quanti radioisotopi entrano e vengono utilizzati nel territorio di interesse, come avvengono i trasporti, come avviene lo stoccaggio e/o l'allontanamento dei rifiuti. Comporta ancora una capacità di analisi di impatto sanitario/ambientale e per questo sono fondamentali le conoscenze e le capacità di analisi dell'impatto sanitario di '63 tutti i fenomeni che creano rischio da radiazioni ionizzanti. E', a mio avviso, impensabile che possa crearsi nei CRR una capacità specifica sul tema della radioattività ambientale, senza che si sviluppi una adeguata professionalità sul tema generale della radioprotezione.

E a questo punto possiamo immaginare che i CRR diventino, col tempo, un centro di riferimento utile per l'amministrazione regionale sul tema generale della radioprotezione in senso lato. Armonizzando e ottimizzando le conoscenze che comunque il CRR deve possedere, la amministrazione regionale può integrare nel CRR e nella rete di controllo aggregata, tutta l'operatività di un centro in grado di operare sia per la protezione ambientale sia per la protezione nei luoghi di lavoro in cui sussista il rischio da radiazioni ionizzanti.

In questa ottica assume un significato strategico ben diverso da quello attuale, la spesa per il finanziamento di un CRR. Io credo che il personale costituente la massa critica necessaria ad un CRR sia intorno alle 10-15 persone, ed i costi globali di un CRR possano variare tra gli 800 ed i 1100 milioni per anno. Questo investimento può essere ampiamente ripagato se al CRR si delegano anche le funzioni di un istituto autorizzato, ovvero se si dà sostanza allo spirito della L.833 che mentre eliminava l'ENPI, proponeva la istituzione dei PMP. Per inciso, la 833 non è mai stata abrogata. Una regione come il Veneto, che investe circa 800 milioni/anno, per la realizzazione della rete di controllo della radioattività ambientale (le valutazioni sono fatte cercando di estrapolare i costi della rete dai costi generali di funzionamento delle Sezioni di fisica

dei PMP di tutta la regione), potrebbe ottenere risparmi dell'ordine dei 1200 milioni/anno, utilizzando le risorse del CRR e della rete aggregata nelle attività di radioprotezione a favore delle strutture sanitarie pubbliche. E trascurò di proposito ogni riferimento alle possibilità di offrire, attraverso i CRR, analoghi servizi a strutture private.

Veniamo al CRR del Veneto. Non so immaginare cosa potrà accadere. Per molti versi nel CRR di Verona sono state fatte confluire una somma di attività che integrano vari problemi di prevenzione, da quella ambientale a quella in ambiente di lavoro. È chiaro che il confluire nella istituenda agenzia comporterà difficoltà se l'agenzia si riserverà esclusivi compiti di tipo ambientalistico, lasciando aperto il problema del che fare dei compiti oggi svolti nel campo della prevenzione esclusivamente sanitaria.

Nel CRR di Verona infatti, oltre a tutte le procedure per il controllo della radioattività ambientale, sono state attivate tutte le procedure e le necessario strumentazioni per il monitoraggio dosimetrico personale sia per esposizioni esterne, tradizionale dosimetria personale, sia per esposizioni da contaminazione interna, *whole body counter* e programmi di calcolo conseguenti. Così presso il CRR di Verona è stato realizzato l'archivio regionale delle sorgenti radiogene, oggi distribuito a tutte le ULSS del Veneto su rete informatica regionale per le necessità di carattere autorizzativo e della conseguente vigilanza. Compiti p73 di competenza della igiene pubblica delle ULSS (almeno nel Veneto). È stato creato l'archivio delle dosi di radiazioni assunte dalle persone esposte a rischio. Quest'ultimo su base volontaria delle amministrazioni interessate, in un altro nodo della rete di controllo della radioattività ambientale, quello costituito dalla Sezione di fisica del PMP di Vicenza è stato attivato l'istituto autorizzato per la sorveglianza fisica.

La possibilità di far confluire il CRR e la rete collegata, nella istituenda agenzia regionale presenta quindi molti problemi che possono essere risolti solo se si vorrà tener conto in modo attento del rischio che una agenzia solo ambientale dovrà immediatamente dar origine ad una agenzia, o ad un surrogato di qualche tipo, solo sanitaria.

Credo che il problema sia un po' di tutti i CRR soprattutto per quelli che maggiormente hanno sentito l'esigenza di ampliare il proprio ruolo nello spirito di quanto accennato prima.

Spero quindi che i dirigenti delle amministrazioni regionali, oggi presenti, tengano ben conto di tutte queste cose, quando per salvare la capra dei servizi di medicina del lavoro, si rischia di far piazza pulita dei cavoli del PMP.

Infatti a quel punto per far vivere la capra bisognerà piantare altri cavoli, e coltivarli... è molto costoso.

Giuseppe Sgorbati

Responsabile CRR Lombardia

Quando parliamo di Agenzia per l'ambiente, onorevoli colleghi, naturalmente facciamo un po' riferimento al libro dei sogni di tutti noi, perché ognuno di noi, a seconda della sua formazione e della sua esperienza e delle sue attività di intervento nell'ambiente, attribuisce a questa struttura una sua precisa connotazione che può far

sottolineare o meno alcuni aspetti che sono più o meno presenti in tutte le proposte che abbiamo visto. E sono per la regione Lombardia anche queste parecchie, nessuna delle quali mi sembra particolarmente definitiva.

C'è tuttora in regione Lombardia, una discussione molto aperta su questo argomento, naturalmente alcuni atti sono stati portati avanti come i colleghi dell'Assessorato alla sanità ci hanno illustrato, in maniera abbastanza completa, maturata ed avanzata.

Naturalmente è banale affermare che anche nella regione Lombardia si sono affermate essenzialmente, pur con delle differenziazioni abbastanza notevoli nelle diverse linee, 2 tendenze fondamentali, che è quella di vedere da un lato l'Agenzia come uno strumento integrato in una struttura più generale della Prevenzione, per Prevenzione intendo tutti i servizi che attualmente afferiscono all'area della Prevenzione sanitaria e una linea invece nella quale l'Agenzia viene vista come un organismo indipendente che fornisce anche alla sanità quanto di competenza della sanità per le valutazioni e le attività e quanto necessario per sviluppare e mettere a disposizione gli strumenti efficaci su questo argomento; io vorrei non addentrarmi in queste descrizioni che fra qualche anno chiameremo storiche, dell'iter che la Legge ha attraversato però per rifarmi ancora un po' al libro dei sogni, al libro a cui noi, almeno io come tecnico, desidererei da una agenzia o desidererei da una struttura che si occupa di controllo ambientale.

La prima cosa che desidererei è che la Agenzia fosse adeguata per la realtà ambientale che viene controllata, purtroppo tante volte abbiamo sentito parlare della necessità di trasferire delle strutture esistenti e di non poter accedere a mezzi superiori a quelli che le finanze dello Stato già ci mettono a disposizione, però noi non dobbiamo secondo me, rinunciare ad immaginare quali siano le necessità di controllo ambientale che fanno riferimento ai nostri tenitori.

Se partiamo dal presupposto che il materiale che dobbiamo utilizzare è quello che c'è, in qualsiasi modo orientato, non saremo in grado di effettuare nessuna operazione che ci porti in tempi più o meno lontani a fornire veramente un sistema di controllo ambientale adeguato alla realtà che noi abbiamo così tragicamente tutti i giorni sotto le mani. Per cui con un sano senso di realismo, legato a questi problemi finanziari, cerchiamo di considerare che cosa l'ambiente e in generale la prevenzione desidera da noi o desidera dalle strutture ad esso preposto.

Questo concetto è inserito molto bene nella Legge 61, all'art. 3, terzo comma, dove si dice che le Regioni dovrebbero fare delle ricognizioni sui ricettori particolarmente sensibili, sulla densità di sorgenti inquinanti e alcune altre cose che dovrebbero poter definire quali sono i mezzi che le Agenzie hanno a disposizione. Questo direi è un primo punto sul quale, al di là delle diverse visioni e versioni di Legge, tutti noi dovremmo concordare.

Il secondo elemento che mi sembra importante e determinante per noi tecnici, per affrontare le realtà ambientali, è quello di mantenere, come molti amici già in precedenza hanno citato, avere alla base, un concetto di unitarietà: ma unitarietà innanzitutto dove? Nei temi che vengono affrontati nelle aree di attività dell'Agenzia per l'ambiente. Noi assistiamo in questo momento a situazioni nelle quali, ad esempio, nei Presidi multizonali delle nostre regioni, il tema dell'aria viene affrontato in due o tre unità operative e così tanti altri argomenti che non hanno strutture

dedicate se non quelle, assolutamente volontarie e spesso mai praticate, di accordi trasversali fra i gruppi di lavoro e le varie unità operative che hanno in qualche modo incardinata una parte delle problematiche.

Allora mettiamo al centro dell'attività dell'Agenzia, secondo me, quelli che sono i grandi temi ambientali su cui dobbiamo lavorare: l'aria l'acqua sole e rifiuti e vediamo di sinergizzare in questo modo, in senso trasversale e multi disciplinare, le diverse professionalità, le diverse capacità sui temi, in modo anche di riuscire a realizzare un miglior collegamento con le strutture che poi sono deputate alle funzioni amministrative riguardo a questi elementi.

La Provincia o la Regione o chi altro che si rivolge alle strutture attualmente esistenti, anche parlo solamente le strutture tecniche, per aver risolto un problema, snocciola un rosario di uffici e di personaggi prima di avere in se la descrizione di alcuni pezzi dei problemi che poi devono essere comunque ridigeriti.

Questo è un altro elemento che ci interessa, l'Agenzia dovrebbe essere un nucleo di valutazione non solamente di misure e questo appunto è un richiamo alle osservazioni che l'amico Tacconi, in modo eccezionalmente interessante, ha rivolto prima all'amico Tori, l'Agenzia non può essere un laboratorio di analisi, a rischio di tornare veramente al 1977, prima della 833, per cui: unitarietà dei temi innanzitutto, capacità dell'Agenzia di effettuare delle valutazioni su questi temi.

Un altro punto-argomento molto importante che sembra debba essere trattato nella stessa legge o quanto meno nello stesso costrutto logico nel quale si tratta l'Agenzia, è il tema della ricomposizione delle funzioni amministrative in capo agli enti locali in qualche modo: Regione, Province, Aziende USL, etc.

Parliamo di argomenti che possono essere o sembrare, sterilmente burocratici però, ancora una volta la ristrutturazione di un efficace sistema di controlli ambientali: questo è l'obiettivo unificante che sono convinto ci tiene insieme tutti in questa sala e in altri ambienti, non può essere considerato come un processo che si conclude, o inizia, nei laboratori o si conclude o inizia nell'amministrazione. D processo dovrebbe essere parallelo, vede l'assegnazione di funzioni, vede la messa a disposizione di queste funzioni di capacità tecniche adeguate per svolgere le stesse funzioni.

C'è un problema naturalmente di agglutinare delle capacità tecniche, di raggruppare sotto queste aree che secondo me, dovrebbero essere tematiche di intervento, che a loro volta dovrebbero essere in grado di fornire, in modo multireferenziale, i risultati dell'attività svolta a quelle che sono delle funzioni che purtroppo sono amministrativamente ancora distinte dallo Stato e dalle Regioni.

Aldo Wjan

Responsabile dell'Ufficio igiene ambientale ed edilizia del Settore sanità e igiene della Regione Lombardia

Prendiamo atto che l'unitarietà o diciamo l'inscindibilità dei problemi salutarità da quelli ambientali è emersa chiaramente.

Prendo atto della nuova proposta, per la verità molto interessante del dr. Tori e magari servirà anche come studio, come approfondimento. Io voglio precisare questo: in data 3 agosto abbiamo presentato, come Sanità in collaborazione con il

Settore ambiente, l'ultimo testo in materia. Vi sono altre versioni contrastanti naturalmente. C'è chi ha orientamenti sulla separazione dei problemi ambientali da quelli sanitari, ma noi della Sanità, ci permettiamo con la nostra esperienza, di dire che miriamo ad una Agenzia che sia unitaria proprio per quell'inscindibilità che è emersa prima. Il testo è stato presentato il 3 di agosto qualche giorno dopo la scadenza del termine fissato dalla Legge 61.1 nostri due Assessori si sono impegnati, perché questo testo venga prossimamente approvato dalla Giunta regionale e quindi inviato al Consiglio. Il testo, che illustrerò brevemente mira, nei suoi contenuti, a creare una struttura snella per quanto possibile, che abbia dei contenuti essenzialmente tecnici e che naturalmente tenga conto delle problematiche emerse post referendum del 18/4/1993.

Il problema in sostanza, è quello di contemperare le due esigenze.

Noi naturalmente abbiamo dovuto tener conto di molti convegni e di molte assemblee dove sono emerse precise indicazioni.

Ne cito una per tutte: il patto sulla prevenzione di Venezia dove i Presidenti delle Regioni si sono assunti l'impegno di mantenere l'unitarietà e di ciò si è tenuto conto nella stesura del nostro testo. A chi ci dice che ciò può avere dei riflessi di illegittimità noi diciamo che abbiamo avuto il parere del Servizio legale e anche del Comitato legislativo della Giunta regionale per cui possiamo essere certi che questo problema della legittimità non sussiste.

A questo proposito volevo segnalare che in un lucido presentato dal dr. Susanna si parlava di Agenzia regionale e ambientale: in verità la Legge 61 cita soltanto l'istituzione da parte della Regione dell'Agenzia regionale senza aggettivazioni. Quindi diciamo che siamo in linea con le previsioni della Legge 61 in questo senso. Per quanto riguarda i problemi più specifici va rilevato il problema non solo scientifico della inscindibilità di cui abbiamo parlato prima, ma anche del problema dei costi. Non dimentichiamo che la Legge 61 stabilisce che il tutto deve avvenire senza oneri aggiuntivi. Questo è un problema che va tenuto presente. Senza costi significa che dobbiamo fare con quello che c'è, su questo non c'è dubbio. Noi abbiamo fatto delle stime in Lombardia. Pare che per costituire un'Agenzia separata quindi, ambiente separato dalla sanità, significa un costo stimato intorno agli 80-100 miliardi. Allora se questo è vero è chiaro che i soldi non ci sono. Quindi c'è un problema non solo scientifico, cioè la questione della unitarietà, ma il problema dei costi. Quindi nel nostro progetto abbiamo tenuto conto di queste esigenze e soprattutto il rispetto degli orientamenti di tutti gli operatori che si sono espressi per la unitarietà. Quindi il testo andrà in Consiglio e probabilmente aprirà un grande dibattito. Noi siamo comunque disponibili a migliorarne il testo nei suoi contenuti per quanto riguarda la sua struttura, però la filosofia del nostro progetto è quella della unitarietà cui non rinunciamo.

Se dovesse nascere l'agenzia solamente ambientale per i coli controlli ambientali abbiamo proprio il timore che finirebbe per creare notevoli disastri alla prevenzione sanitaria. Il messaggio che io, in rappresentanza del mio assessorato, ritengo di poter dare è quello di tener duro e puntare con decisione all'agenzia unitaria.

Gianfranco Pallotti

Presidente Unione Italiana Chimici Igienisti

Prima di iniziare il mio intervento, sento la necessità di porre due domande che mi aspettavo fossero state fatte da chi mi ha preceduto nella tavola rotonda.

Al prof. Grandolfo vorrei chiedere se e che cosa l'Istituto superiore di sanità sta facendo per adempiere ad una funzione che gli è stata attribuita, unitamente all'ISPESL, nei recenti decreti legislativi di riordino¹. Voglio saperlo anche alla luce dell'intervento del dottor Queirazza che ha parlato e straparlato del SINAL.

Sia chiaro ai livelli centrali, regionali e locali che le strutture pubbliche addette al controllo. Presidi multizonali di prevenzione e Istituti zooprofilattici sperimentali, non dovranno essere accreditate dal SINAL e da chiunque altra organizzazione ma da quelle istituzionali individuate.

Esse debbono possedere i requisiti di cui alla norma EN 45001 e seguire le *Standard Operating Procedures* dell'OCSE altrimenti nel 1997 non potranno svolgere le funzioni analitiche connesse al controllo ufficiale dei prodotti alimentari².

Tale esigenza, al momento prescritta per gli alimenti, sarà estesa al controllo di tutte le merci (prodotti cosmetici, acque minerali, prodotti e preparati pericolosi, etc.), in linea col principio del mutuo riconoscimento, e, in tempi brevi, anche al controllo delle matrici ambientali, alle acque destinate al consumo umano, all'igiene ed alla tossicologia industriale se non altro per la necessità di confrontare correttamente gli interventi svolti dai diversi paesi della UE e di assicurare a tutti i cittadini dell'Unione Europea (consumatori, utenti, lavoratori e titolari di impresa) uguale trattamento.

Per tali motivi è opportuno che il prof. Vicari e il dott. Moccaldi si sveglino e designino i referenti dei loro istituti incaricati di coordinare le funzioni di accreditamento, programmino gli interventi e predispongano tutte le misure atte a svolgere il ruolo di cui alle norme EN 45002.

Di e in tali iniziative devono essere informate e coinvolte le Regioni e le Province autonome di Trento e Bolzano.

All'arch. Piendibene vorrei chiedere quale sia il testo del disegno di legge predisposto dal governo per modificare la L. n. 61/94; la domanda non è provocatoria ma legittima per evitare che si continui a seminare panico da parte di chi cerca di remare contro l'emanazione di leggi regionali istitutive delle agenzie regionali.

A quanto mi risulta le preposte intenzioni del governo, mi auguro non traducibili attraverso un decreto-legge, dovrebbero riguardare il ruolo e le funzioni dell'ANPA e non delle agenzie regionali, n ministro, o, forse, qualche bellicoso direttore generale si sono resi conto che l'agenzia nazionale svuoterebbe il potere gestionale del dicastero.

¹ Art. 1.2.f) DLgs 30 giugno 1993, n. 267 Riordinamento dell'Istituto Superiore di Sanità, a nonna dell'arti, comma 1, lettera h) della Legge 23 ottobre 1992, n. 421;
Art. 1.4.e) DLgs 30 giugno 1993, n. 268 Riordinamento dell'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro, a nonna dell'ari 1, comma 1, lettera h) della Legge 23 ottobre 1992, n. 421 (SO GUSG n. 180 del 3 agosto 1993).

² Art. 3 Direttiva n. 93/99 del Consiglio del 29 ottobre 1993 riguardante misure supplementari in merito al controllo ufficiale dei prodotti alimentari (GU CEE n. L 290 del 24 novembre 1993).

Non c'è da meravigliarsi visto che gli Stati Uniti, nell'apprestarsi ad istituire il Ministero dell'ambiente, stanno provvedendo allo smantellamento o al secco ridimensionamento dell'EPA.

Questa mattina la prof.ssa Campos Venuti si è mostrata sorpresa della contraddizione tra la solenne sottoscrizione a Francoforte del documento Ambiente-Salute e il comportamento dei Ministri della sanità e dell'ambiente nei confronti della L.n. 61/94.

Nessuna meraviglia per gli atteggiamenti schizofrenici dei membri del parlamento, del governo delle amministrazioni regionali e locali ai quali siamo abituati fin dal tempo dell'approvazione della L. n. 833/78 nella quale si enfatizzava il ruolo della prevenzione ed alla quale sono seguiti interessi e risorse trascurabili rispetto alle ben più remunerative e clientelari diagnosi, farmaceutica e assistenza.

Non dobbiamo dimenticare che c'è stato un referendum, con o senza l'effetto di trascinarsi, e una legge approvata in parlamento. Dovremmo, forse, smetterla di ripetere dichiarazioni di principio e piangerci addosso; siamo tutti convinti della necessità di un approccio unitario ambiente-salute con metodi seccamente preventivi ma dobbiamo portarlo avanti nella chiarezza delle norme e non nella confusione.

Occorre rimboccarsi le maniche con umiltà e finirla, non mi riferisco a Lei gentile professoressa, con una certa ideologia ancora imperante e con certo stucchevole sentimentalismo. Dobbiamo tutti contribuire a fare buone leggi regionali istitutive delle agenzie che facciano finalmente funzionare le strutture e portino al decollo non parolaio ma operativo del binomio ambiente-salute.

Siamo in una regione che ha fatto molto, anche se avrebbe potuto fare di più, con le risorse umane e finanziarie messe in campo, ma l'80% delle Regioni non ha fatto assolutamente nulla né per la prevenzione sanitaria né per la protezione dell'ambiente. Figuriamoci sull'approccio unitario!

Per quanto riguarda il referendum credo che nessuna persona, dotata di onestà intellettuale, possa dichiarare che le strutture del SSN abbiano affrontato in modo soddisfacente la vigilanza e il controllo ambientale. Cultura, interesse, ritorno professionale quasi ridotto a zero.

Certo, la responsabilità della situazione e dell'esito referendario non possono essere addossati interamente ai Servizi delle USL. Tuttavia l'assenza di un pizzico di autocritica non fa ben sperare in un cambiamento di rotta auspicato dagli utenti, singoli o associati.

Una seria chiamata di correo deve essere fatta nei confronti degli enti locali che ora sono scesi in campo per rivendicare diritti esclusivi sulle funzioni e sulla gestione delle agenzie regionali. Dove erano le Province in questi anni? Quanti controlli hanno richiesto? Con quali criteri e quale programmazione? Meglio tacere.

A proposito di schizofrenia, o non coerenza, dei pubblici amministratori, vale la pena di ricordare episodi recenti.

A ridosso dell'estate le regioni, le confederazioni sindacali CGIL-CISL-UIL e le società scientifiche maggiormente impegnate sul fronte della prevenzione (SITI, SNOP e UICI), avevano sottoscritto a Venezia un documento congiunto e l'impegno a tradurlo nelle leggi regionali, il 21 luglio il testo era siglato dai presidenti delle Regioni e delle Province autonome di Trento e Bolzano.

Nel settembre successivo a Ravenna l'assessorato alla sanità della Regione Emilia-Romagna presentava ad un seminario gremito di oltre 700 persone, una proposta di legge regionale che non teneva in alcun conto il documento di Venezia ma anzi appariva provocatoria nell'ergere nuovi e più alti steccati tra salute e ambiente. Oggi, viceversa, ho avuto la conferma che l'Emilia-Romagna ha predisposto un progetto di legge, finalmente scritto a due mani dagli assessorati all'ambiente e alla sanità, nel quale lo spirito del referendum, della L. n. 61/94 e del dibattito di questi mesi sono stati recepiti e si è colta l'occasione per un rilancio unitario, nella sostanza, della tutela della salute e della protezione dell'ambiente.

Non posso che rinnovare in questa sede l'apprezzamento e la piena condivisione da parte dell'associazione che presiedo per il progetto, come ho già fatto ufficialmente nei confronti dei due assessori e dei presidenti del Consiglio e della Giunta regionale.

Mi auguro che essa venga approvata in tempi brevi dalla Giunta ed abbia un rapido iter anche in Consiglio, non solo per la regione Emilia-Romagna ma anche per le altre regioni.

Se questo non accadrà molte delle strutture correranno il rischio di non passare l'inverno indenni. Ho già notizie di direttori generali delle aziende USL che mirano a indebolire i PMP ed a ridurre drasticamente i finanziamenti.

Anche per tali motivi devono essere abbandonati atteggiamenti ideologici e inaccettabili rissosità tra gli assessorati interessati regionali, le province, le corporazioni.

Per quanto concerne le modalità organizzative delle agenzie regionali, ritengo che l'esempio e l'esperienza dei CRR sia importante; non dovrà essere ripetuto un semplice assemblaggio dei PMP, come avvenne negli anni '80 con i vecchi LIP.

L'agenzia deve essere costituita da una rete di strutture che risponde complessivamente alle esigenze del territorio regionale con dati affidabili, in tempi accettabili e con un corretto rapporto costi/benefici delle prestazioni. Nessuno può ancora pensare che in ogni ambito territoriale provinciale o subprovinciale le strutture possano continuare a far tutto e illudersi che lo facciano con i criteri indicati.

C'è l'obbligo morale, tecnico ed economico di avviare una specializzazione e un conseguente riarrangiamento delle competenze, delle apparecchiature e del personale.

Gli interlocutori per regioni, comuni e province in materia ambientale, per i dipartimenti di prevenzione delle USL, in materia sanitaria, per le imprese nelle prestazioni a terzi, indispensabili per autofinanziamento, non potranno essere i singoli PMP ma le Agenzie.

Santi Tofani

Responsabile CRR Piemonte

La Regione Piemonte sta seriamente lavorando all'approvazione di una Legge Regionale per l'istituzione dell'Agenzia prevista dalla Legge 61/94.

Infatti la Giunta ha da poco approvato una bozza di normativa sull'argomento che sarà base di discussione per il Consiglio regionale.

Purtroppo l'impostazione regionale attuale è quella di stampo prettamente ambientalista ed infatti l'Agenzia di cui viene proposta l'istituzione ha il nome di Agenzia regionale per la Protezione ambientale.

Questa impostazione penalizza molto l'aspetto sanitario lasciando abbastanza labili i rapporti istituzionali tra i Dipartimenti di prevenzione e l'Agenzia stessa.

Per avere un'idea dei gravi problemi che emergono nell'applicazione della normativa regionale così come proposta, basti pensare che la Regione per soddisfare le esigenze di Istituto dei Dipartimenti di prevenzione delle Aziende USL inerenti l'applicazione del Decreto legislativo n. 626 del 1994 ha già approvato una delibera che consente l'assunzione con contratto di formazione di un alto numero di funzionari tecnici per integrare gli organici delle Sezioni fisico-impiantistiche in quanto considerati non sufficienti per far fronte alle esigenze istituzionali. Ciò è palesemente in contrasto con il previsto trasferimento dei Laboratori di sanità pubblica nell'Agenzia ambientale.

Per quanto riguarda lo specifico cioè l'attività dei CRR è opportuno far presente la situazione peculiare del CRR Piemontese che come noto, è all'interno di un Servizio di fisica sanitaria dell'USSL 40 di Ivrea e quindi non potrà transitare nella proposta Agenzia regionale a meno che il connotato dell'Agenzia diventi anche di tipo sanitario.

Giuseppe Biasini

Vice Segretario Nazionale Aggiunto SNABI

L'esperienza italiana in merito ai controlli sulla contaminazione ambientale da particelle radioattive, pur avendo perso la grande locomotiva delle centrali nucleari, con l'istituzione dei CRR ha certamente dato dei frutti positivi di cui ancora oggi ne beneficiamo.

Per questo è stato possibile realizzare in tempi brevi dei controlli sulle merci di importazione (in particolare i materiali ferrosi), per questo sono state fatte indagini sulla presenza del radon in ambienti di vita e non, per questo si è potuto dare delle risposte sui livelli di contaminazione radioattiva a seguito dell'incidente Chernobyl etc.

Vorrei poi ricordare che le memorie storiche sono importanti nella misura in cui possono fornire esperienze costruttive nella risoluzione di problemi attuali: credo che l'esperienza dei CRR possano costituire un banco di prova positivo per le costruendo Agenzie regionali per la protezione ambientale, ad esempio per aver saputo dislocare in modo razionale le risorse disponibili.

Senza contare poi l'esperienza acquisita sia nel campo della modellistica relativa alla distruzione degli inquinanti in atmosfera sia nella valutazione d'impatto ambientale che può essere, passatemi il termine, tranquillamente riciclata.

Ho apprezzato il discorso dell'arch. Piendibene perché è stato breve e sintetico; a Lei e a chi in questo momento rappresenta il Ministero della sanità rivolgo con forza, come Sindacato, un appello affinché nelle stesure delle leggi che, con ritmo sempre

più serrato si susseguono in materia di protezione ambientale, si tenga conto:

- della congruità con gli obiettivi che si vogliono raggiungere,
- di strumenti di verifica dei risultati ottenuti dopo la loro applicazione
- e soprattutto della realtà organizzativa esistente.

Mancioppi ANPA

Volevo fare un intervento molto breve e molto semplice, dedicando i due minuti che ho a due temi: il primo tema parte da alcuni spunti contenuti nelle relazioni di questa mattina; la relazione sull'attività svolta dalle reti di monitoraggio e le relazioni di Antonio Susanna e di Martino Grandolfo.

Filo comune delle relazioni mi sembra essere il tema della validità, del valore culturale, metodologico e scientifico (come filosofia generale di approccio a tutta l'attività svolta in questi anni nel campo della radioattività ambientale) proposta come base di partenza, come strato fondamentale - se non come paradigma scientifico - da trasferire nelle nuove strutture di controllo e prevenzione ambientale. Questo mi sembra essere il punto chiave delle relazioni, con cui concordo: si è creato, con il trascorrere degli anni, una professionalità, una esperienza operativa ed una capacità di organizzazione e di coordinamento che va assolutamente salvaguardata.

Non vorrei però che questo approccio nascondesse anche un pericolo: che sarebbe poi il pericolo di non cogliere appieno gli elementi di novità che ci sono nella Legge n. 61 /94 e di non trasferirli nell'azione e soprattutto nell'impostazione dei problemi. Voglio dire che la Legge n. 61/94 richiede compiti così nuovi e numerosi con una visione ambientale che è sostanzialmente nuova rispetto al passato tale da richiedere uno scatto qualitativo nuovo, molto forte.

Questo va sottolineato perché deve essere ben chiaro che nelle esperienze e nella professionalità accumulate non c'è il bagaglio culturale e tecnologico necessario per affrontare tutti i problemi ed i compiti previsti dalla Legge. Il che implica la necessità assoluta di una riconversione e riqualificazione culturale e scientifica da parte di tutti gli operatori, anche perché (ultimo comma del primo punto!) l'esperienza del passato non è priva di pecche; se proprio vogliamo essere precisi e corretti, mentre si è accumulato un grande bagaglio culturale ed una grande professionalità per quel che riguarda, per esempio, l'aspetto sperimentale del monitoraggio, non altrettanto può dirsi rispetto all'elaborazione teorica di modelli previsionali per la descrizione del trasferimento degli inquinanti nell'ambiente italiano, tanto è vero che non esiste un modello teorico di riferimento degli inquinanti radioattivi, qualcosa insomma di analogo a quello che esiste in Inghilterra o in Germania con i modelli Mare ed Ecosys;

stiamo pertanto attenti a trasportare proprio tutto, perché trasporteremmo anche i difetti e le carenze, non solo le qualità.

L'ultima cosa che volevo aggiungere era in riferimento a quanto detto all'inizio della tavola rotonda dal rappresentante del Ministero dell'ambiente. Volevo far notare all'architetto Piendibene che dal giorno della pubblicazione della Legge n. 61 / 94, cioè dal 21 gennaio 1994, l'unico atto del Ministero dell'ambiente nei confronti

della Agenzie è stato dopo 10 mesi la nomina di un Commissario senza aver nominato il Consiglio di amministrazione, come invece richiedeva la Legge. Questo non è certo un buon auspicio di interessamento del Ministero dell'ambiente nei confronti e della Legge e di tutte le strutture che la Legge prevedeva.

Franco Pugliese

Segretario regionale SNOP

Cercherò di essere breve come la sigla che mi contraddistingue che è anche abbastanza onomatopeica visto che SNOP sembra quasi una bottiglia di buon vino stappata.

Detto questo volevo dire che cosa è lo SNOP: è per sua vocazione un luogo naturale di integrazione di competenze perché è una Società scientifica in cui affluiscono medici, chimici, biologi e tecnici dell'ambiente, in generale della struttura sanitaria, che sono dislocati nei servizi dell'area di prevenzione, quindi sono anche quelli che scientificamente e culturalmente promossero anni fa già l'idea del dipartimento, prevedendo questa integrazione, facendo della multidisciplinarietà, dell'integrazione, un lessico comune e in questo lessico si ritrovano tutta una serie di sostantivi che sono quelli della prevenzione, della protezione, della sorveglianza, della vigilanza, dell'informazione, della formazione etc. a cui contenuti sono stati dati, ma sono stati dati sul campo. E allora, anche nell'ultimo dibattito che abbiamo avuto in Regione in occasione della presentazione della Legge con gli assessori, questa è stata la nostra posizione: quella di cercare le integrazioni possibili, per esempio: alcuni esempi pratici anche per richiamare il discorso del binario morto e quindi non dimenticare che parliamo anche di radioattività, l'evitare le strutture dei doppi pareri che si possono profilare, voglio sperare che sia oramai passata, definitivamente passata, ma però potrebbe riproporsi proponendo appunto utenze diversificate con pareri difformi, senza cercare questa integrazione che è emersa chiaramente da parte di tutti, come un'esigenza prima ancora che operativa, culturale.

Detto questo poi dopo, un'ultima osservazione è relativa al discorso delle autorizzazioni o delle certificazioni. C'è un sistema che sta venendo avanti che è quello dell'audit, dell'autocertificazione, rispetto a questo forse culturalmente siamo un attimino indietro, nel senso che noi dovremmo essere agenti di promozione della prevenzione per poter poi esercitare una verifica e un controllo che abbiano un senso, altrimenti la pretesa di poter esaudire, attraverso sistemi complessi di misura, di qualificazione del personale, di acquisto di attrezzature, crea delle ingessature, delle rigidità che male si adattano all'evoluzione del sistema che da noi chiede prestazioni sia in termini di ambiente ma anche di salute.

Paolo Tori

Responsabile Servizio medicina del lavoro - Regione Emilia-Romagna

Evidentemente la mia illustrazione è stata troppo sommaria. Mi dispiace se s'è capito che la scelta fatta sia quella di affidare a questa Agenzia solo la parte laboratoristica: non è assolutamente così. Le funzioni che ha questa Agenzia sono estremamente più ampie. Sono tutte quelle dell'art. della Legge 61, con in più una serie di funzioni aggiuntive di carattere regionale: le ricerche sull'Adriatico/ quelle che oggi esercitiamo in via diretta utilizzando il battello oceanografico, la Dame, il servizio meteorologico regionale, che oggi è gestito direttamente dalla Regione e una serie di altre strutture come quelle degli impianti a rischio, etc.

Invito a leggere il progetto di legge, quando lo pubblicheremo; il confine su cui ci siamo confrontati a Ravenna era tra una parte in cui prevaleva la tendenza a separare in maniera netta ambiente e sanità, con responsabilità dirette ben definite soltanto nella parte ambientale e di sola gestione della rete laboratoristica, ma con tutte le valutazioni sanitarie mantenute nel dipartimento della sanità, e un'altra, invece, quella che abbiamo scelto, in cui la scommessa è nell'integrazione tra le due strutture, ARPA e Dipartimenti di Prevenzione, che devono lavorare assieme ed esprimere congiuntamente le valutazioni sanitarie e ambientali. La tabella riassuntiva finale che ho mostrato sulle competenze è volutamente sommaria, la Regione si riserva di allocare successivamente le competenze non definite; quelle indicate sono quelle che corrispondono oggi alla maggioranza degli atti amministrativi o degli atti autorizzativi emessi dagli Enti locali: Comune, Provincia, Regione stessa.

Ultima cosa che voglio dire, non è per polemica ma un po' di polemica se non la fa Tori chi la fa? E' uscito un testo sulla Gazzetta Ufficiale che si chiama: Piano Sanitario Nazionale per il triennio 1994-1996, è uscito il 1° marzo 1994 e quindi è sicuramente successivo, come fonte legislativa, alla Legge 61 e prevede, all'interno del Piano Sanitario, tutti i controlli ambientali che sono delegati dalla Legge 61 alle agenzie regionali: significa che a livello locale continueremo noi della Regione a tenere unite queste due partite perché i soldi, le strutture e le responsabilità di governo rimangono in capo alla Regione.

Ci piacerebbe, una volta tanto, avere un interlocutore anche a livello centrale. Su una legge è scritta una cosa e sull'altra un'altra. Faccio l'esempio del recepimento della 391 recentissima, ancora non pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale per consentire ulteriori correzioni aggiunte dopo il varo del decreto di recepimento. Però da quello che sappiamo, che tale decreto affidi al Ministero del lavoro e non più al Ministero della sanità il coordinamento delle attività sulla tutela sanitaria dei lavoratori nei luoghi di lavoro, in contrapposizione con il famoso art. 7 della 502,517 di pochi mesi fa che lo affidava al Ministero della Sanità.

Questi per noi sono fatti gravi, che spesso non ci permettono di fare il nostro dovere, vorremmo sapere chi ne è responsabile, chi è responsabile di questi coordinamenti.

La radioattività ambientale va all'ARPA, c'era fra le varie cose da assegnare e non l'abbiamo lasciata fuori!

