

*Alla memoria di Claudio Operti*



**Atti** proceedings

# Chernobyl 25 anni dopo

## **Chernobyl 25 anni dopo - Atti del Convegno**

a cura di Paolo Di Marco  
ARPA Friuli Venezia Giulia - Udine

Progetto grafico:  
Ufficio Stampa Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia

Stampa:  
Stamperia Regionale

### **Comitato Scientifico**

Mattassi Giorgio	ARPA FVG
Giovani Concettina	ARPA FVG
Garavaglia Massimo	ARPA FVG
Magnoni Mauro	ARPA Piemonte
Risica Serena	ISS
Sansone Umberto	esperto (IAEA; ISPRA)
Torri Giancarlo	ISPRA
Trotti Flavio	ARPAV Veneto

<b>Presentazione</b> .....	<i>pagina</i> .....	9
<b>Programma</b> .....	".....	11
<b>Program</b> .....	".....	15
<b>Relazioni</b>		
<b>The Chernobyl Accident</b>		
<i>G. Petrangeli</i> .....	".....	21
<b>Remediation of Chornobyl site and actual status of Sarcophagus</b>		
<i>O. Nasvit, V. Riabtsev</i> .....	".....	29
<b>Ricadute radioattive sull'ambiente a seguito dell'incidente di Chernobyl</b>		
<i>S. Frullani</i> .....	».....	39
<b>Gestione dell'emergenza e valutazioni delle dosi in Italia a seguito dell'incidente di Chernobyl</b>		
<i>S. Risica, A. Rogani</i> .....	».....	51
<b>Long-term health effects of the Chernobyl accident</b>		
<i>A. Kesminiene</i> .....	».....	57
<b>Environmental consequences of the Chernobyl accident</b>		
<i>J. Smith</i> .....	».....	59
<b>Atmospheric circulation and radioactivity: global development of a local occurrence</b>		
<i>A. Pucillo</i> .....	».....	61
<b>European Current Regulations for the Emergency Management</b>		
<i>H. Janzekovic</i> .....	".....	69
<b>Changes in the biokinetic and dosimetric models for intake of radionuclides</b>		
<i>A. Giussani</i> .....	".....	79
<b>International data and information exchange systems in Europe in radiological and nuclear emergency situations</b>		
<i>I. Kalkas, M. De Cort, G. de Vries</i> .....	".....	89
<b>La rete ALMERA della IAEA</b>		
<i>U. Sansone, R. Rusconi, M. Forte</i> .....	".....	91
<b>Protocolli per l'uso di indicatori di radioattività ambientale: sviluppo e risultati</b>		
<i>C. Giovani, M. Garavaglia</i> .....	".....	93
<b>Sviluppi delle metodologie ENEA per la dosimetria interna</b>		
<i>C. M. Castellani, P. Battisti</i> .....	".....	111
<b>Il programma EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety) della IAEA</b>		
<i>C. Nuccetelli</i> .....	".....	121
<b>Aspetti salienti dell'incidente nella centrale nucleare di Fukushima</b>		
<i>M. Gervasi</i> .....	".....	125
<b>Data and uncertainties in the Fukushima accident</b>		
<i>E. Tabet</i> .....	".....	127
<b>Slovenian Alarm and Monitoring Networks</b>		
<i>J. Kožar Logar, D. Glavič – Cindro</i> .....	".....	137
<b>Basi tecniche per la pianificazione di emergenza nazionale in Italia e sistema di risposta</b>		
<i>P. Zeppa</i> .....	".....	143
<b>La rete di monitoraggio RESORAD e la sua risposta all'incidente di Fukushima</b>		
<i>G. Torri</i> .....	".....	153
<b>Problematiche connesse alle misure e alla valutazione di dose in Italia</b>		
<i>F. Trotti, et al.</i> .....	".....	155
<b>La deposizione umida e secca: aspetti sperimentali e teorici</b>		
<i>M. Magnoni</i> .....	".....	157
<b>La qualità e l'affidabilità delle misure</b>		
<i>P. De Felice</i> .....	".....	167
<b>The International Monitoring System of CTBTO</b>		
<i>B. Nadalut</i> .....	".....	181
<b>Mass media e comunicazione pubblica nel dibattito sui rischi del nucleare in Italia</b>		
<i>G. Sturloni</i> .....	".....	193



## Poster

<b>Chernobyl plutonium radioisotopes in the Black sea ecosystem</b> <i>G. Polikarpov, N. Tereshchenko</i> .....	pagina.....	207
<b>Indagini radiometriche conoscitive condotte da ARPA Emilia - Romagna in aree della Bielorussia e della Russia interessate dall'incidente di Chernobyl</b> <i>R. Sogni, L. Gaidolfi, A Gazzola, L. Achilli, C. Terzoni</i> .....	" .....	209
<b>Monitoraggio della radioattività in matrici e indicatori ambientali, prelevati nel territorio biellese (2006 - 2010)</b> <i>C. Brini, L. Sala, M. Magnoni, B. Bellotto, S. Bertino, M. Ghione, E. Serena, R. Tripodi</i> .....	" .....	217
<b>Radioattività in matrici ambientali e alimentari nella Provincia di Belluno</b> <i>F. Scalari, V. Soppelsa, L. Pasquini, F. David</i> .....	" .....	219
<b>Distribuzione e migrazione in profondità del <sup>137</sup>Cs nel suolo del FVG</b> <i>C. Giovani, M. Garavaglia, L. Piccini, P. Di Marco, E. Scruzzi, F. Del Maschio</i> .....	" .....	227
<b>Il risultato del monitoraggio della radioattività ambientale del Servizio Misure Radioattività Ambientale della CRI dopo Chernobyl</b> <i>C. Fontana, P. Bennati, T. Papetti</i> .....	" .....	235
<b>Determination of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in ash of fuel pellets used in Central Italy</b> <i>D. Desideri, L. Feduzi, A. Rongoni, C. Roselli, D. Saetta</i> .....	" .....	243
<b>Valutazioni di dose per manipolazione di ceneri da combustione domestica di pellet</b> <i>F. Trotti, C. Operti, P. Sabatini, G. Agnesod, L. Belleri, S. Bucci, E. Caldognetto, E. Chiaberto, M. Forte, L. Gaidolfi, M. Garavaglia, C. Giovani, M. Magnoni, L. Minach, I. Peroni, C. Pantalone, R. Rusconi, R. Sogni, L. Verdi</i> .....	" .....	253
<b>Fukushima accident through Slovenian radioactivity monitoring</b> <i>J. Kožar Logar, K. Nečemer, K. Vogel Mikuš, B. Vodenik, D. Glavič–Cindro</i> .....	" .....	263
<b>Activities conducted in Germany by BfS after the Fukushima accident</b> <i>A. Giussani, D. Nosske, U. Gerstmann</i> .....	" .....	273
<b>The CODIRPA: a pluralistic and multidisciplinary approach to post-accidental management facing in new questions raised by the Fukushima accident</b> <i>F. Gallay, D. Caamano, I. Mehl-Auget</i> .....	" .....	275
<b>Measurement of isotopes at long distances from Fukushima: The case of Friuli Venezia Giulia region (NE Italy)</b> <i>M. Garavaglia, C. Giovani, M. Godeassi, P. Di Marco, L. Piccini, S. Pividore, E. Scruzzi</i> .....	" .....	277
<b>Risultati delle misure di radioattività in aria presso l'Istituto Superiore di Sanità</b> <i>C. Nuccetelli, M. Ampollini, G. Grisanti, F. Tancredi</i> .....	" .....	285
<b>Attività dell'ARPA Valle d'Aosta per Fukushima</b> <i>C. Operti G. Agnesod</i> .....	" .....	287
<b>Serie temporali di gamma emettitori in matrici atmosferiche (PM10 e Bulk deposition) in stazioni in quota dell'Emilia – Romagna</b> <i>L. Tositti, D. Mostacci, E. Brattich, G. Cinelli, A. Previti, S. Sandrini, D. Baldacci, S. P.</i> .....	" .....	291
<b>Il controllo dell'impatto radiologico di Fukushima in Lombardia</b> <i>R. Rusconi, A. Alberici, S. Arrigoni, A. Cati, M. Forte, T. Maggioni, B. Sacchi e G. Sgorbati</i> .....	" .....	301
<b>Indici</b>		
<b>Indice degli autori</b> .....	" .....	303





*Divulgare: dal latino divulgāre, composto di dis- "da diverse parti" e vulgāre "diffondere, spargere alle moltitudini", da vulgus "gente comune, volgo, pubblico"*

Ogni sapere, ogni conoscenza, ogni scoperta "spezzata e distribuita" al di fuori della cerchia in cui è maturata, accresce la consapevolezza di coloro che la ricevono, contribuendo ad educare cittadini per renderli sempre più protagonisti, attivi e coscienti del ruolo e dell'importanza di ciascuno nella tutela dell'ambiente in cui vivono. L'amministrazione della Regione Friuli Venezia Giulia, con il presente volume, vuole divulgare la conoscenza scientifica e la consapevolezza civile conseguita attraverso il tragico evento dello scoppio del reattore nucleare civile di Chernobyl. Il volume raccoglie il lavoro elaborato nelle giornate (21, 22 e 23 giugno 2011) durante le quali si è svolto a Udine il Convegno internazionale "Chernobyl 25 anni dopo", che ha chiamato a riflettere insieme la comunità scientifica, i soggetti istituzionali e la società civile sull'incidente nucleare a 25 anni di distanza dall'accadimento. Nel mentre si stava preparando il Convegno si è aggiunto il tragico evento di Fukushima come a ribadire, in modo tremendo, la necessità imperativa di capire i fatti, piccoli e grandi, che accadono, al fine di operare scelte volte a una migliore qualità della vita, coniugando le esigenze di sviluppo tecnologico, sostenibilità ambientale e giustizia sociale. Negli Atti del Convegno troviamo, quindi, i dati scientifici della realtà passata e presente determinata dall'incidente di Chernobyl, relativi al territorio italiano e dell'Europa Occidentale e alla salute delle loro popolazioni, ma anche alcuni studi riferiti direttamente alla realtà delle popolazioni che abitano i territori dell'Europa Orientale che sono stati teatro immediato dell'incidente (Ucraina e Bielorussia); altri studi presentano gli strumenti tecnici e giuridici che, dal 1986 a oggi, sono stati messi a punto da organismi nazionali e internazionali al fine di individuare con tempestività il verificarsi di eventi simili e avvertire in tempo reale coloro che sono chiamati ad agire per fronteggiare l'emergenza; presenti e interessanti anche i lavori sulla raccolta, valutazione e la validazione dei dati relativi alla contaminazione radioattiva del territorio, sulla modellistica atmosferica e sulla comunicazione verso il pubblico. Importante, anche se di necessità "affrettata", la parte sull'incidente alla centrale giapponese di Fukushima. Un testo fondamentale per tutti coloro che, rifuggendo da facili emozioni o adesioni nucleariste ideologiche, potranno trovare le testimonianze e le valutazioni scientifiche per meglio maturare i propri orientamenti culturali, ideali e politici.

*avv. Sara Vito  
Assessore Regionale all'Ambiente  
della Regione Friuli Venezia Giulia*

# Presentazione

L'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente e la Regione Friuli Venezia Giulia hanno organizzato un convegno scientifico internazionale in occasione del 25° anniversario dell'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl in Ucraina.

Il Convegno ha permesso di fare il punto sulle più recenti evidenze scientifiche relative all'impatto sanitario ed ambientale dell'evento, allo scopo di sviluppare una visione comune, all'interno della comunità scientifica, sulle conseguenze del disastro e sulle sue implicazioni ecologiche, sanitarie e sociali.

Il Convegno si è articolato in diverse sessioni di lavoro a cui hanno partecipato esperti nazionali ed internazionali che hanno fornito relazioni descrittive dello stato dell'arte relativamente a:

- l'incidente, le attività di bonifica e la situazione attuale del sito di Chernobyl;
- la ricaduta e le conseguenze sanitarie ed ambientali dell'incidente;
- le evoluzioni scientifiche, tecniche e normative sviluppatesi a seguito dell'incidente;
- lo stato attuale delle reti di allarme e monitoraggio della radioattività con focus sulle reti italiana e slovena.

In considerazione del fatto che il Convegno si è svolto pochi mesi dopo i disastrosi terremoto e tsunami in Giappone e la conseguente emergenza radiologica, il programma è stato implementato con due sessioni interamente dedicate all'incidente alla centrale nucleare di Fukushima ed alla risposta che a tale evento hanno dato i sistemi di monitoraggio e allarme della radioattività.

Il convegno è stato arricchito anche dai contributi scientifici di numerosi lavori presentati da operatori del settore, con particolare riferimento alle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente ed alle Università italiane oltre a lavori presentati dai colleghi stranieri.

Questo volume di Atti nasce con l'intento di conservare il patrimonio scientifico del Convegno e permettere a tutti coloro che non hanno potuto partecipare di persona di usufruire della ricchezza di informazioni e contributi che il Convegno stesso ha presentato.

Il lavoro, inoltre, pur essendo rigoroso dal punto di vista scientifico, si propone quale strumento di divulgazione alla cittadinanza delle importanti e sempre attuali tematiche che in esso vengono trattate.

*dott. Giorgio Mattassi*  
*ARPA Friuli Venezia Giulia*

**martedì 21 giugno 2011**

**08.30** Registrazione

**09.00** Apertura convegno e saluto delle Autorità

## I sessione: 26 aprile 1986

Presiedono: *Helena Janžekovič & Giorgio Mattassi*

**09.30 L'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl**

*Gianni Petrangeli*

Roma, Italia

**10.00 Bonifica del sito di Chernobyl e situazione attuale del sarcofago**

*Volodymyr Riabtsev, Oleg Nasvit*

Office of National Security and Defence Council, Kyiv, Ucraina

**10.45 Ricadute radioattive sull'ambiente dell'incidente di Chernobyl**

*Salvatore Frullani*

Roma, Italia

**11.15** Pausa caffè

## II sessione: Conseguenze sanitarie e ambientali dell'incidente

Presiedono: *Ausrele Kesminiene & Maria Belli*

ISPRA, Roma

**11.45 Gestione dell'emergenza in Italia e valutazione delle dosi a seguito dell'incidente di Chernobyl**

*Serena Risica*

Istituto Superiore di Sanità, Roma, Italia

*Antonia Rogani*

Roma, Italia

**12.15 Effetti sanitari a lungo termine dell'incidente di Chernobyl**

*Ausrele Kesminiene*

International Agency for Research on Cancer, Lyon, Francia

**12.45 Conseguenze ambientali dell'incidente**

*James T. Smith*

Portsmouth University, Gran Bretagna

**13.15** Pausa pranzo

## III sessione: Evoluzioni tecniche, scientifiche e normative

Presiedono: *Concettina Giovani & Mauro Magnoni*

**14.30 Circolazione atmosferica e radioattività: sviluppo globale di un fenomeno locale**

*Arturo Pucillo*

ARPA FVG, Palmanova, Italia

**15.00 Legislazione europea attuale per la gestione delle emergenze radiologiche**

*Helena Janžekovič*

Presidente gruppo esperti art.31, Slovenian Nuclear Safety Administration, Ljubljana, Slovenia

**15.30 Evoluzione dei modelli biocinetici e dosimetrici per incorporazione di radionuclidi**

*Augusto Giussani*

Bundesamt für Strahlenschutz, Oberschleißheim, Germania

**16.00** Pausa caffè

## IV sessione: Reti di allarme e di monitoraggio internazionali

Presiedono: *Jasmina Kožar Logare* e *Umberto Sansone*

### **16.30 Dati internazionali e sistema di scambio di informazioni in Europa in situazioni di emergenza radiologica e nucleare**

*Ilmo Kalkas, Marc De Cort, Gerhard de Vries*

European Commission DG Joint Research Center, Ispra, Italia

### **17.00 La rete ALMERA della IAEA**

*Rosella Rusconi, Maurizio Forte*

ARPA Lombardia, Milano, Italia

*Umberto Sansone*

Roma, Italia

### **17.30** Chiusura della giornata

**mercoledì 22 giugno 2011**

## V sessione: Evoluzioni tecniche e scientifiche

Presiede: *Renato Padovani*

Azienda Ospedaliero Universitaria S.M.Misericordia, Udine, Italia

### **09.00 Protocolli per l'uso di indicatori di radioattività ambientale: sviluppo e risultati**

*Concettina Giovani, Massimo Garavaglia*

ARPA FVG, Udine, Italia

### **09.30 Sviluppi delle metodologie ENEA per la dosimetria interna**

*Carlo-Maria Castellani, Paolo Battisti*

Istituto di Radioprotezione, ENEA, Bologna, Italia

### **10.00 Il programma EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety) della IAEA**

*Cristina Nuccetelli*

Istituto Superiore di Sanità, Roma, Italia

### **10.30** Pausa caffè

## VI sessione: L'emergenza nucleare in Giappone

Presiede: *Paolo Zeppa*

### **11.00 Aspetti salienti dell'incidente nella centrale nucleare di Fukushima**

*Marco Gervasi*

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, Italia

### **11.30 Dati ed incertezze nella valutazione dell'incidente di Fukushima**

*Eugenio Tabet*

Roma, Italia

## VII sessione: Da Chernobyl a Fukushima (Poster)

Presiede: *Massimo Garavaglia*

### **12.00 Presentazione e discussione poster**

### **13.00** Pausa pranzo

## VIII sessione: Reti di allarme e di monitoraggio italiane e slovene e loro risposta all'emergenza nucleare di Fukushima

Presiede: *Giovanni Agnesod*

ARPA Valle d'Aosta

### 14.30 Reti di allarme e di monitoraggio in Slovenia

*Jasmina Kožar Logar,*

*Denis Glavič-Cindro*

Institute Jozef Stefan, Ljubljana, Slovenia

### 15.00 Basi tecniche per la pianificazione di emergenza in Italia e sistema di risposta

*Paolo Zeppa*

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, Italia

### 15.30 La rete di monitoraggio RESORAD e la sua risposta all'incidente di Fukushima

*Giancarlo Torri*

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, Italia

### 16.00 Pausa caffè

### 16.30 Problematiche connesse alle misure ed alla valutazione di dose in Italia

*Flavio Trotti*

ARPA Veneto, Verona, Italia

*Silvia Bucci*

ARPA Toscana, Firenze, Italia

### 17.00 La deposizione umida e secca: aspetti sperimentali e teorici

*Mauro Magnoni*

ARPA Piemonte, Ivrea, Italia

### 17.30 Chiusura della giornata

**giovedì 23 giugno 2011**

## IX sessione: Qualità, affidabilità e comunicazione del rischio

Presiede: *Claudio Tuniz*

ICTP, Trieste, Italia

### 09.00 La qualità e l'affidabilità delle misure

*Pierino De Felice*

Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti, ENEA, Roma, Italia

### 09.30 Il sistema di monitoraggio internazionale del CTBTO

*Barbara Nadalut*

Preparatory Commission for the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization, Vienna, Austria

### 10.00 Ruolo dei mass media e della comunicazione pubblica nel dibattito italiano sul rischio nucleare

*Giancarlo Sturloni*

Scuola Internazionale Superiore di Studi Avanzati, Trieste, Italia

### 10.30 Pausa caffè

**11.00 Tavola rotonda: “Il nucleare civile. Prevenzione, protezione e gestione dei rischi: attualità e prospettive”**

Moderatore: *Giorgio Mattassi*

Direttore tecnico scientifico ARPA Friuli Venezia Giulia

Interventi preordinati richiesti a:

- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)
- Agenzia per la Sicurezza del Nucleare in Italia
- Ministero della Salute
- ARPA Emilia Romagna
- Legambiente
- CodaCons

**13.30** Conclusione del convegno

## Tuesday June 21st, 2011

**08.30 am** Registration

**09.00 am** Symposium opening and welcome remarks from Authorities

### Session I: April 26th 1986

Chair: *Helena Janžekovič & Giorgio Mattassi*

**09:30 am The Chernobyl nuclear power plant accident**

*Gianni Petrangeli, Rome, Italy*

**10:00 am Remediation of the Chernobyl site and actual status of sarcophagus**

*Volodymyr Riabtsev, Oleg Nasvit*

Office of National Security and Defence Council, Ukraine

**10:45 am Fallout and environmental radioactive contamination of the Chernobyl accident**

*Salvatore Frullani, Rome, Italy*

**11:15 am** Coffee Break

### Session II: Environmental and Health effects of the Chernobyl accident

Chair: *Ausrele Kesminiene & Maria Belli*

**11:45 am Management of the Chernobyl early emergency phase in Italy and dose evaluation**

*Serena Risica*

Italian National Institute of Health (ISS), Rome, Italy, Antonia Rogani, Rome, Italy

**12:15 pm Long-term health effects of the Chernobyl accident**

*Ausrele Kesminiene*

International Agency for Research on Cancer, Lyon, France

**12:45 pm Environmental consequences of the Chernobyl accident**

*Jim Smith*

Portsmouth University, United Kingdom

**01.15 pm** Lunch break

### Session III: Technical, scientific and legislative evolutions

Chair: *Concettina Giovani & Mauro Magnoni*

**02.30 pm Atmospheric circulation and radioactivity: global development of a local occurrence**

*Arturo Pucillo*

Friuli Venezia Giulia Regional Environmental Protection Agency, Palmanova, Italy)

**03.00 pm European Current Legislation for the Emergencies Management**

*Helena Janzekovic*

Chair of the art.31 group of experts, Slovenian Nuclear Safety Administration, Ljubljana, Slovenia

**03.30 pm Changes in the biokinetic and dosimetric models for intake of radionuclides**

*Augusto Giussani*

Bundesamt für Strahlenschutz, Oberschleißheim, Germany

**04.00 pm** Coffee Break

## Session IV: International alerting and monitoring networks

Chair: *Jasmina Kožar Logar & Umberto Sansone*

### **04.30 pm International data and information exchange systems in Europe in radiological and nuclear emergency situations**

*Ilmo Kalkas, Marc De Cort, Gerhard de Vries*

European Commission DG Joint Research Center, Ispra (VA), Italy

### **05.00 pm IAEA's ALMERA network**

*Rosella Rusconi, Maurizio Forte*

Lombardia Regional Environmental Protection Agency, Italy

*Umberto Sansone, Rome, Italy*

**05.30 pm** End of 1st day

**Wednesday June 22nd, 2011**

## Session V: Scientific and legislative evolutions

Chair: *Renato Padovani*

### **09:00 am Protocols for the use of environmental radioactivity indicators: development and results**

*Concettina Giovani, Massimo Garavaglia*

Friuli Venezia Giulia Environmental Protection Agency, Italy

### **09:30 am Developments of ENEA methodologies on internal dosimetry**

*Carlo-Maria Castellani, Paolo Battisti*

Radiation Protection Institute, Italian National agency for new technologies, Energy and sustainable economic development, Bologna, Italy

### **10:00 am IAEA's EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety) Programme**

*Cristina Nuccetelli, Italian National*

Institute of Health (ISS), Rome, Italy)

**10:30 am** Coffee Break

## Session VI: Nuclear emergency in Japan

Chair: *Paolo Zeppa*

### **11:00 am Main aspects of Fukushima nuclear power plant's accident**

*Marco Gervasi*

Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy

### **11.30 am Data and uncertainties in the Fukushima accident**

*Eugenio Tabet, Rome, Italy*

## Session VII: From Chernobyl to Fukushima (Poster Session)

Chair: *Massimo Garavaglia*

### **12:00 pm Poster presentation and discussion**

**01.00 pm** Lunch break

## Session VIII: Italian and Slovenian alerting and monitoring networks & their response to Fukushima nuclear emergency

Chair: *Giovanni Agnesod*

### **02.30 pm Slovenian alarm and monitoring networks**

*Jasmina Kožar Logar*

Institute Jožef Stefan, Ljubljana, Slovenija



**03.00 pm Technical bases for the national emergency planning and emergency response arrangements in Italy**

*Paolo Zeppa*

Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy

**03.30 pm RESORAD monitoring network and its response to Fukushima accident**

*Giancarlo Torri*

Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy

**04.00 pm** Coffee Break

**04.30 pm Issues with measurements and dose evaluation in Italy**

*Flavio Trotti*

Veneto Environmental Protection Agency, Italy;

*Silvia Bucci*

Toscana Environmental Protection Agency, Italy

**05.00 pm Dry and wet deposition: experimental and theoretical aspects**

*Mauro Magnoni*

Piemonte Environmental Protection Agency, Italy

**05.30 pm** End of 2nd day

**Thursday June 23rd, 2011**

**Session IX: Quality and reliability, and communication risk**

Chair: *Claudio Tuniz*

**09.00 am Measurement quality and reliability**

*Pierino De Felice*

National Institute of Ionizing Radiation Metrology, Italian National agency for new technologies, Energy and sustainable economic development, ENEA, Roma, Italia

**09.30 am International monitoring system of CTBTO**

*Barbara Nadalut*

preparatory Commission for the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization, Vienna, Austria

**10.00 am The role of mass media and public communication in the Italian debate on nuclear risk**

*Giancarlo Sturloni*

International School for Advanced Studies, Trieste, Italy

**10.30 am** Coffee Break

**11.00 am Round table: "Civil nuclear. Prevention, protection and risk management: events and perspectives"**

Chair: *Giorgio Mattassi*

Preordered speeches asked to:

- Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy
- Agency for Nuclear Safety, Italy
- Health Ministry, Italy
- Emilia Romagna Environmental Protection Agency, Italy
- Legambiente (i.e.: Environmental National Association)
- CodaCons (i.e.: Consumers National Association)
- ...

**01.30 pm** End of Symposium



# *Relazioni*

## Chernobyl 25 anni dopo



# The Chernobyl Accident

Gianni Petrangeli

## 1. Introduction

The Chernobyl accident belongs to that category of events which, by their intrinsic severity and for the peculiarity of their accompanying circumstances deserves being known and meditated in its characteristics and causes even outside the circle of directly interested specialists.

In this connection, another event since a long time entered in the sad history of the big technological disasters comes to one's mind: the sinking of the Titanic sealer (Fig.1)

This was a splendid and very new english liner which sank in the night of the 14 – 15 April 1912 , after a collision with an iceberg in northern Atlantic. The disaster, which happened in the maiden voyage of the ship, demanded 1500 deaths among the 2200 passengers. Many of them died for the insufficient number of lifeboats on board. Subsequently, more stringent safety rules were adopted together with an iceberg warning system.

As in the case of Chernobyl, for Titanic too a technological achievement (the ship itself) was involved, which represented, within the limits of practical possibility, a perfect piece of work with, however, some fatal faults in its general conception.

- The main fatal faults were: Leak-tight bulkheads against sinking not designed for a “sliding impact” and not extended up to the upper deck
- Insufficient number of lifeboats

## 2. The reactor

The Chernobyl reactor (Fig. 2) is of the RBMK type (an acronym of the russian words for “Channel High Power Reactor”). The RBMK, common to Chernobyl and to other four sites in the former USSR, is the only one of this type in the world. It is a boiling water pressure tube (channel) reactor, cooled by light water and moderated by graphite; in the pressure tube (channel) reactors the nuclear fuel, made basically by Uranium, is contained in a set of parallel and closely spaced tubes (channels).

The plant, for the units of the first generation, is located in a conventional industrial building and for the other units, included the one in which the accident happened, is provided with a partial reinforced containment. The plant is, under many



Figure 1. The Titanic.

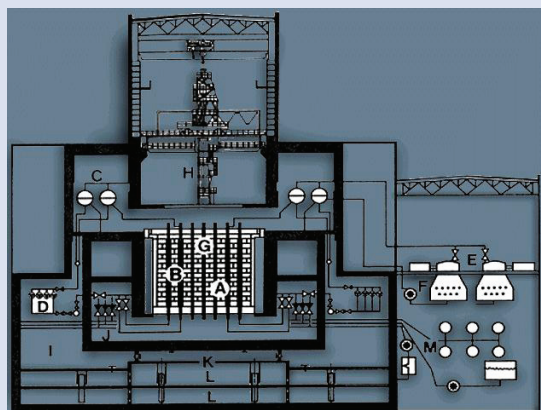


Figure 2. Outline of the plant.

respects, well designed in its details and has interesting characteristics from the economical point of view (good utilization of the uranium) as well as from the military point of view (possible use for plutonium production), however it is inadequate from the point of view of the safety concepts adopted, when compared with the western state of the art. The three major defects, partially still present, are : the tendency to instability and to uncontrolled power excursions (positive power coefficient), an inadequate strength of the reactor top plate against internal pressure, a slow scram system which in certain conditions may act as an accelerator instead of as a brake of the chain reaction (positive fast shutdown) and the absence of a real and complete pressure resisting containment. These three characteristics have as a common basis the underrating of the possible hazards and, perhaps, the consideration of some economic advantages.

A reactor of this type would not have met safety standards of the western world, as an English Working Group stated in "non suspect" times, i.e. before the event

In the channels (Fig.1, B) the cooling liquid circulates, which transports the heat generated by the chain reaction towards the machine (E) which use it to produce electric energy.

In the RBMK the cooling liquid is light water which is brought to boiling in its flow through the channels. The steam produced is separated from the residual liquid water in dedicated separator tanks (C) located in an elevated position and is then routed to the turbines (E) mechanically coupled to the electric power generators. In this way, the heat produced by the chain reaction in the reactor, is transformed into electric energy.

### 3. The event

Saturday 26th morning the Chernobyl plant, Unit 4, had to be passed to the maintenance crews for a programmed revision. Therefore, that morning the crews would early show themselves at the gates and the plant had to be ready for the works to be done.

Before the reactor shutdown for maintenance, however, it was necessary to perform a programmed test of a new safety device installed on the electric generator, starting from a power of about 700 MWth (the normal operation power was 3200 MWth); the plant management began early and started to reduce power at about one o'clock in the night of Friday 25th; this operation continued until 2 p.m. when the dispatcher of the "Kievenhergo" organisation asked the Chernobyl power plant to continue the supply of the same power because the electricity demand in the industrial zone of Kiev was still very high, before the week end interruption of the work. The dispatcher is the organisation which governs in any country or region the electric grid and has the responsibility to balance demand and offer with the power to give directives to power stations and to users.

The reduction of the reactor power could be resumed, with the agreement of the above mentioned dispatcher, only at about 11 p.m.: nine hours lost for unforeseen reasons on the schedule of the test, with the deadline of the subsequent morning approaching in a disquieting way. It can be imagined that anxiety started to assail the operators. At 0.30 of the 26th another unfortunate event happened: in the manual switch, during the power descent, of the automatic control of the reactor from one regulator to another one (usual manoeuvre) something happened (for a never clarified reason) which caused the reactor power to drop to 30 MWth only: malfunction of the controller? Operator error? It has not been possible to ascertain the truth with certainty. However, in my view, "bad luck" was heavily involved.

This fact could appear trivial in a normal machine; if the power decreases too much, it is compelled to raise again by the dedicated controls: not so in a nuclear reactor and specially in a reactor of the RBMK type. Besides the reluctance of any reactor to increase power after a

reduction, due to some isotopes which slow the chain reaction down and which are produced precisely in these transients, in the RBMK reactor at low power the steam production in the channel stops, they fill up with water and for the above mentioned instability phenomenon ("water is a neutron poison in RBMK") the nuclear power level tends to decrease even more (typical instability of the RBMKs).

Hence, almost one hour of frantic attempts to regain power at any cost follows, with the goal to get to a power level adequate to complete the test in time. "Diatlov (the plant superintendent), generally very slow, starts to run around the command panels of the operators, cursing animatedly.....", writes one of the sources.

The reactor engineer, 26 years old, believed at this point that the test should have been discontinued but continued to do any possible attempt, even infringing safety rules, "fearing to be fired", as later he will tell. He attempted any possible manoeuvre, first of all extracting all the reactor control rods (operation forbidden by the safety rules in force) and succeeded in bringing the reactor to 200 MWth with all the control rods extracted and with the channels almost filled with water: these are the conditions where the RBMK reactor is unstable to the maximum degree and the scram is plagued by that tragic defect of accelerating the chain reaction instead of slowing it down at the start of its actuation.

It is not clear what happened in the fatal instant when the accident "blew up": some records shown by the russians in Vienna in August 1986 during the first Conference on the accident (taken as a reference by the subsequent studies also) show that the control rods started to automatically enter in the reactor and this could be the indication of an unstable nuclear transient: what is known is that an operator, at 1.23'40", pushed the scram button (AZ - 5), which introduces all the control rods in the reactor itself and it was as he had actuated the detonator of a bomb: high radiation alarms, high pressure alarms, high pressure signals for fuel channel ruptures and, finally two very strong explosions. Figures 3 and 4 show the trend of the reactor power in the last minutes before the accident and a representation of the reactor explosion.

The scram button had probably worked as the snow grain which originates an avalanche: its small positive push to the reactor nuclear power had been able to spark off all the system instability, due to the low power and to the high liquid water amount in the reactor itself: the

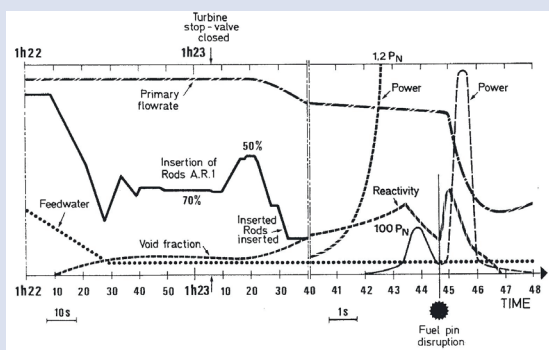


Figure 3. Trend of some of the Chernobyl reactor parameters in the last minutes up the accident.

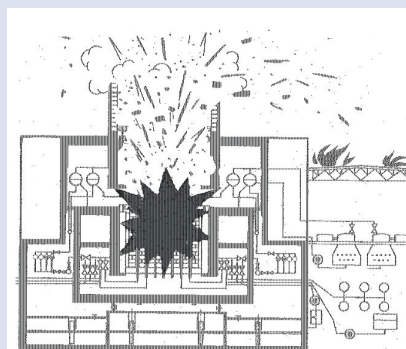


Figure 4. Illustration of the reactor explosion.

power strongly increased causing the burst of fuel channels and the parameters in the last minutes up to the accident. break of the lid of the metal tank which contained them. The reactor was almost destroyed and the nuclear fuel and hot fragments were dispersed on the plant yard and projected high in the sky (to about 1000 m), causing fires on the roof of the turbine building and elsewhere (Fig. 4).

More in detail, the probable course of the accident can be described as exposed here in the following, on the basis of observations and of direct inspections, of available knowledge on the phenomena of severe nuclear accidents, of analytical evaluations subsequently made and of the conclusions prevailing among the experts.

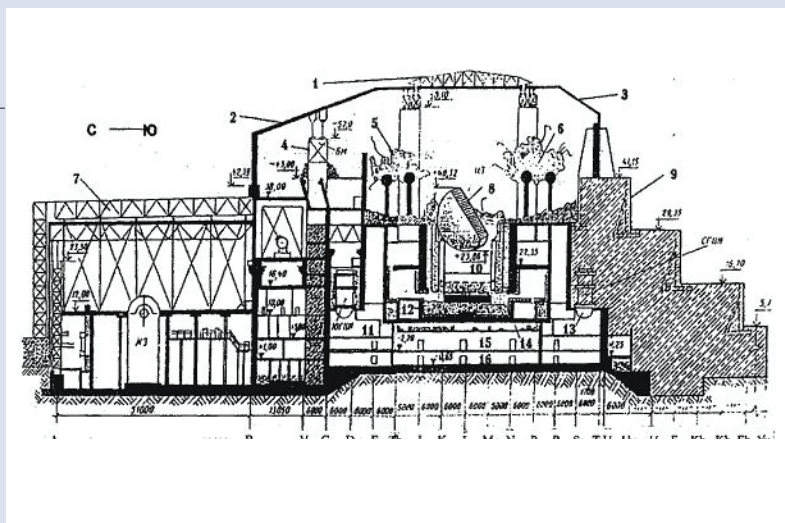
Once the scram button was pressed, the reactor power started to increase strongly, firstly for the mentioned characteristic of “positive scram” and then, ever faster and according an inevitable vicious circle of self exaltation, for the progressive increase of the amount of steam in the reactor (caused by the increase of thermal power) and for the corresponding decrease of water in it (as it is remembered, the water in this reactor is a neutron poison).

As it is known, the thermal power in a nuclear reactor is generated, for the fission chain reaction, inside the uranium fuel contained, in RBMK, in the fuel channels where the cooling water in boiling conditions flows. It is easy to understand that, increasing the thermal power (heat) generated in the fuel, the temperature of it should increase in order to transmit to the cooling water the heat produced. This is what happened in Chernobyl in the first phase of the excursion of nuclear power (this is the name by which the above explained self enhancing power increase phenomenon is indicated): The fuel (uranium dioxide) started to melt and to vaporise with pressure increase and with dispersion of overheated fragments in the cooling boiling water inside the channels. This dispersion caused a general pressure increase in the channels themselves, probably of an explosive type (steam explosion) and their bursting.

The steam escaped in the reactor tank which, as above mentioned, can resist only the break of a few tubes (channels). The tank uncovered and all the tubes were ripped off with external projection of fuel and of other incandescent materials: first very strong burst heard by the witnesses.

Unfortunately, this was not the end of the story. In the conditions of very high temperature of the fuel and of the metallic channel materials, water and steam may react, here too in an auto – enhancing way, with the metallic materials generating hydrogen and, to a certain extent, with

Figure 5. Reconstruction of the reactor after the accident and the “Sarcophagus”.





the reactor graphite generating carbon monoxide. Hydrogen and carbon monoxide are highly explosive gases and in effect they originated the second explosion mentioned by those present in the surroundings.

The consequences of the two explosions were: destruction of the reactor, projection of incandescent and burning materials outside (the flashes, as of fireworks, quoted by many witnesses) and an incandescent remain of the reactor, which will continue to glow for days. The reactor, according to the subsequent reconstructions was reduced to the conditions shown in Fig. 5 which includes also the works subsequently built in order to isolate the reactor from the environment (the so called "Sarcophagus").

In conclusion: which was, then, the cause of the accident ?

As frequently happens and as it is evident from what precedes, the causes are finally more than one in disasters like this one. At the start, understandably, the tendency was to put the largest responsibility on the operators, notwithstanding the fact that they had previously accumulated good service records. The time is, however, honest and with passing years clearly emerged also the serious safety deficiencies of this type of reactor. The concise story presented above and the short description of the reactor show that the accident was due to design shortcomings which, together with probably fortuitous events and with the behaviour of operators not prepared to cope with the difficult situation which developed and not respectful of the safety rules at least in the stressed conditions in which they operated, generated this catastrophe. Other accompanying causes have been indicated by the post-accident investigations and substantially bear on the inadequate general management system and on the insufficient level of "safety culture" in which the design and the operation of the Chernobyl reactor occurred.

#### 4. Possibility of a new accident of this kind in RBMK reactors

Many improvements have been introduced in the operating RBMK reactors (fuel enrichment, additional "scram" system, automatic control rod stops in extraction, larger venting capability of the reactor tank). The situation is, however, different in various reactors.

Moreover, many studies and laboratory tests have been completed, in particular showing that the propagation of a fuel channel rupture to other channels is more unlikely (not impossible, however) than initially thought.

Residual doubts exist on the consequences (catastrophic or not) of the plugging of a 44 pipe header. No improvement has been introduced in order to include the reactor top in a



Figure 6. New Safe Confinement.

containment: a break of a channel in that position results in an uncontained, although local, accident (the “fuel on the grass” situation). No strength against external impact on the reactor top still exists.

## 5. The New Safe Confinement

In the May 2011 issue of NUCLEAR NEWS Magazine, the new Safe Confinement around the existing Sarcophagus is described (Fig. 6).

This structure is certainly a masterpiece of large and lightweight engineering.

It, however, appears to suffer of a strange weakness as far as its resistance to a tornado is concerned. It, indeed, is designed for a tornado of intensity 1.5 of the Fujita Scale (Petrangeli, 2006) ; probably it resists to a more severe event.

Indeed the structure weights 29000 tons on a plan surface of about 42000 m<sup>2</sup> with a unit-surface weight of  $29000/42000 = 0.69$  t/m<sup>2</sup>. This unit weight corresponds to the suction pressure of a moderate tornado (Fujita Scale 4 Tornado with 100 m/s total maximum velocity, see Petrangeli, 2006). So, the weight of the Shelter is not sufficient to resist, by dead weight only, to a strong tornado. The shelter integrity in such case does not seem to be assured even by the resistance in traction of the foundation piles and connecting structural members; possibly, blowout panels (Radioactive releases?) could help. Moreover, the flat end-walls of the structure are particularly weak to resist an internal, tornado generated, pressure (probably they cannot resist even a F2 – F3 tornado): a spherical (or equivalent) shape is more suitable.

On the other side, on the basis of a very quick search on strong tornadoes happened in the Kiev – Moskov region (I group these locations for similarity of geographic features) the following events have emerged:

- Ivanovo, North of Moskov tornado on June 9th 1983, 160 km path, 400-800m diameter, Fujita Intensity 5, 400 casualties, 213 injured;
- Kostroma, Yeroslav Oblast region, 350 ton crane thrown down, water tower weighing many tons thrown a kilometer, F5 Fujita Scale
- Golubkovo, Yaroslav Oblast region
- Shel’vov, Ukraine 20/7/1987, about 250 km E of Kiev, town completely destroyed, F4 in the Fujita Scale.

It is, however, feared by some specialist that the available records are not complete.

Taking into account the surface area hit by a single large tornado, the total area of the Kiev – Moskov Region, the number of recorded strong tornadoes, the possible number of other not recorded tornadoes and the 100 years of projected life of the structure, the probability of destruction of the Shelter is of the order of several percent, which is not low in view of possible evaluation faults. After the Fukushima and other events it is clear that the intensity of the design natural events must be conservative and this doesn’t seem the case for the described design tornado.

I understand, from a openly available report by Schmieman, that in case of Shelter destruction, the doses to public (exposed fishermen) would be low. I also assume that a Wind Storm and a Tornado warning system will be in place in order to allow workers to escape in time. However, which would be the reaction of the general public in case of a destructive event? If 25 years have been needed to gather the funds necessary for the Shelter, would it be possible a second operation of this kind? Is it not preferable to spend a little more now and definitely avoid the risk of a failure of the Shelter?

On the other side, Mr. Volodymyr Riabtsev, Ukraina, during this international Conference in Udine, stresses the fact that the Chernobyl Unit 4 remains are a “nuclear and a radiological threat”.

My first ideas on how the Shelter should be reinforced include the increase of the design tornado to a F4 or F5 event, the installation of more suitable end walls (spherical shape or similar), the installation of deep steel anchors in the soil and of course the (probably already envisaged) installation of generous pressure equalization (blowout) panels.

## References

- IAEA Acts of the Post – Accident Review Meeting, August 1986 Vienna
- Medvedev G. *Chernobyl, tutta la verità sulla tragedia nucleare* Sugarco edizioni
- Petrangeli, *Nuclear Safety*, Elsevier Oxford, 2006
- Spezia Ugo, *Chernobyl, dieci anni dopo il disastro* Editrice Milo
- Vargo George J., et al. *The Chornobyl Accident, a comprehensive risk assessment* Battelle Press, Columbus-Richland, USA

# Remediation of Chernobyl site and actual status of Sarcophagus

O. Nasvit, V. Riabtsev

Office of National Security and Defence Council of Ukraine, Kyiv, Ukraine

## Introduction

Strong explosion happened shortly after midnight on April 26, 1986 destroyed the reactor and reactor building of the Unit 4 of the Chernobyl nuclear power plant. A part of nuclear fuel and reactor construction materials was thrown out to the environment. The fire appeared after the explosion around reactor was extinguished in several hours, but residuals of graphite stack in what was a reactor was burning for several days. In order to reduce releases from the destroyed reactor into environment, about 15000 tn of different materials (lead, boron carbide, sand and clay) were dropped from helicopters into the reactor vault during the first days after the accident. Fuel melted and its temperature reached several thousands degrees Centigrade. Fuel together with melted construction and dropped materials leaked to a room under reactor. Intensive release of radioactive substances lasted to May, 6, when it suddenly dropped down hundreds times, Fig. 1.

During the period of releases weather conditions and wind directions changed several times. Released hot masses were rising in the atmosphere to a height of 2000 m and were transported by wind to large distances.

As a result of the accident at the Chernobyl NPP a large territory in many countries was radioactively contaminated. Only in Ukraine 54.6 thousand square kilometres was contaminated with  $^{137}\text{Cs}$  over  $1 \text{ Ci}/\text{km}^2$  ( $37 \text{ kBq}/\text{m}^2$ ). On a certain territory around ChNPP high levels of radiation exposure and soil radioactive contamination led to evacuation of population. On this territory with the area of 2.6 thousand square kilometres the Exclusion Zone was created.

## Remediation

According to IAEA Safety Glossary remediation means any measures that may be carried out to reduce the radiation exposure from existing contamination of land areas through actions applied to the contamination itself (the source) or to the exposure pathways to humans [2].

The works on remediation of the Chernobyl site have been started as soon as releases dropped down and the radiological situation in general in the Zone and at particular the most contaminated places was clarified. The two main objectives were set: to provide reasonable acceptable

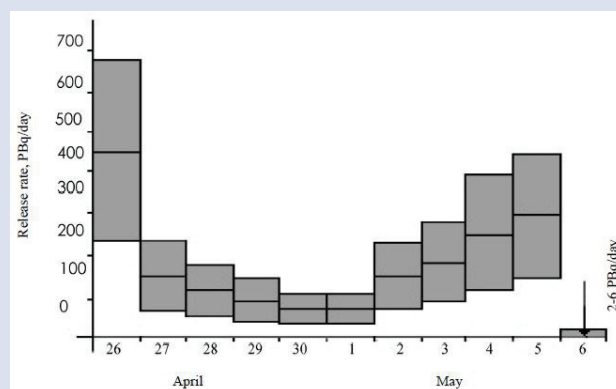


Figure 1. Daily release of radioactive substances into environment during Chernobyl accident (not considering noble gases). The values are recalculated for the date of May, 6, 1986, considering radioactive decay. Activity released on April 26, 1986, amounted to 740-890 PBq. The uncertainty limit for all releases  $\pm 50\%$  [1].

radiation conditions for numerous rescue workers involved in process of accident consequences liquidation, and to reduce dispersion of radioactivity from the Exclusion Zone to other territories.

The first measure applied was polymeric coating for fixation of contamination and suppression of radionuclides wind resuspension to reduce doses due to inhalation and ingestion.

The large-scale decontamination activities at the Chernobyl site have been performed during 1986-1989. The territory of the industrial site was cleaned up by the removal of fragments of fuel assemblies, graphite and construction materials of the reactor and other highly radioactive objects. The concrete Pioneer Wall around the reactor and turbine hall buildings was erected to shield rescue workers in the surrounding area [3, 4]. The last resulted in 10-20 fold reduction of the surface dose rate levels [4].

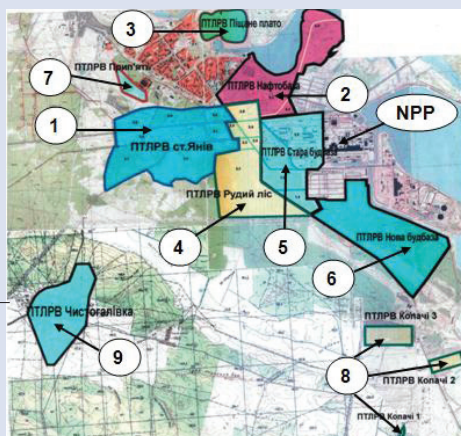
The upper soil layer in the most contaminated places was removed and some contaminated areas in the vicinity of the Unit 4 were covered with uncontaminated soil and by concrete or asphalt (somewhere up to 6 m in depth). The huge amount of radioactive wastes was transferred to the newly arranged disposal facilities ("Buriakivka", "Pidlisnyi" and others) located in the Exclusion Zone out of the Chernobyl industrial site. These facilities were constructed shortly after the accident and do not comply with the modern regulations requirements.

Beside this in "Red Forest" (pine forest died following the high radiation exposure and the needles became red) and many other highly contaminated places farther from Unit 4 upper soil layer was removed and trees were chopped down. The gathered soil and trees were placed into the trenches and piles having no engineering barriers. Backfilled trenches and piles formed the temporary radioactive waste localisation sites (TRWLS). Today more than 800 trenches and also about 200 piles in the Exclusion Zone are recorded containing up to 1.3 million cubic meters of low-level RAW of total activity  $1.8 \times 10^{15}$  Bq (as of 2010) within the overall area of approximately 10 km<sup>2</sup> [1]. For convenience of record keeping trench groups are aggregated into 9 sectors named after the territory: 'Yaniv Station', 'Naftobaza', 'Sandy Plateau', 'Red Forest', 'Former Budbaza', 'New Budbaza', 'Prypiat', 'Kopachi', 'Chystogalivka', Fig. 2.

Special attention was paid to so-called water protective actions. Since ChNPP located on the bank of Prypiat river about 30 km upstream from the Kyiv Reservoir, the first in the

Cascade of Dnieper Reservoirs, and about 30 million people downstream the ChNPP are engaged in different types of water use, a number of measures were undertaken to protect Prypiat and Dnieper waters from radioactive contamination. Among these measures the following were considered as a top-priority projects [5]:  
 1. Construction of an anti-filtration soil diaphragm around the Chernobyl NPP (planned length about 8.5 km, actual length 2.8 km): a clay diaphragm in soil up to 30 m in depth (a clay wall in a ground) providing a barrier on the way

Figure 2. Scheme of TRWLS location on the territory of the Exclusion Zone: 1 – 'Yaniv Station'; 2 - 'Naftobaza'; 3 - 'Sandy Plateau'; 4 - 'Red Forest'; 5 - 'Former Budbaza'; 6 - 'New Budbaza'; 7 - 'Prypiat'; 8 - 'Kopachi'; 9 - 'Chystogalivka'.



- of underground water flux from NPP site towards Prypiat river. During the performance of this work the unique technologies and equipment of Italian company Casagrande was used.
2. A linear drainage system of wells, 5.5 km long to control the level of groundwater pollution, in the near-field ChNPP zone, including the southern cut-off drainage - 54 boreholes, vertical drainage along the river - 96 wells.
  3. Construction of a drainage system along the Prypiat and the cooling pond to intercept the natural flow of contaminated water from the pond towards the Prypiat - 177 wells.
  4. Construction of a soil embankment along the Prypiat to prevent surface washing by rain water.

To protect Dnieper river system from radionuclides washed out from the highly contaminated territory and transported by runoffs to Prypiat river 131 (among them 96 on the territory of Ukraine) solid and filtering dams and dikes were constructed along and across the channels and small rivers, a part of them with screens using of adsorbing materials on basis of the natural zeolites. The total length of the solid dams was equal to 17,670 m, and of the filtering dams to 4,908 m [5].

In addition to catch the radionuclides adsorbed by sediments 4 deep traps were built – 3 in the Exclusion Zone in the bed of Prypiat river and 1 in upper part of the Kyiv reservoir. According to reported assessments [4, 5] all these “water protective” measures appeared to be non-effective from the point of view of the dose and radiological risk reduction as from the very beginning the misleading objective – to reduce radionuclides concentration in water flowing downstream the Dnieper, was set without dose reduction considerations being put in the bases. Moreover, some of these measures led to unforeseen negative consequences. For example, a wall in a ground led to elevation of underground water table near the industrial site and to underflooding of radioactive materials in the trenches of TRWLS ‘Red Forest’. The filtering dams were mudded very soon and became solid dams and obstacles for streams and small rivers flow causing inundation of neighbouring highly contaminated territories and additional washing out and runoff of radionuclides to Prypiat river. The drainage system constructed between Prypiat river and Cooling Pond was never used and now is dismantled. The supposed positive social effect of these water protective activities is also doubtful since information on these actions provided to public was rather scarce and had little force. On the contrary, the construction of the Left-bank protective dike in 1993 and the Right-bank protective dike later on (completed in 2002) (Fig. 3) was well-grounded on the radiation

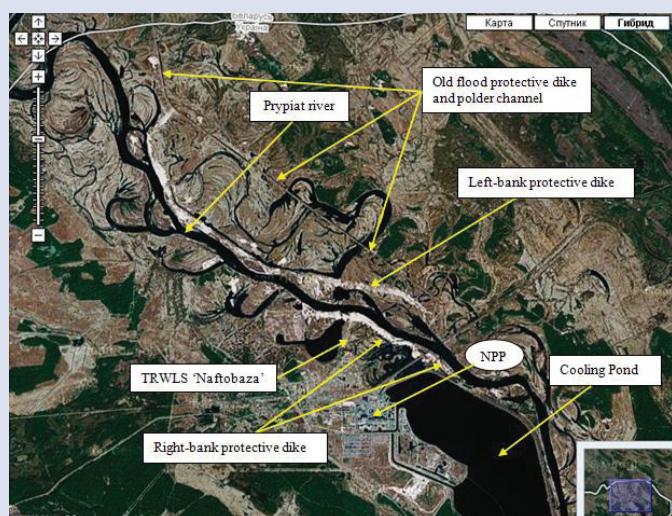


Figure 3. Google map of the ChNPP site and surrounding area with Left-bank and Right-bank protective dikes.

Table 1. Assessed effects of Prypiat floodplain protective dikes on  $^{90}\text{Sr}$  carry out by river during high water events [6].

Event period	$^{90}\text{Sr}$ carry out with river water, TBq		
	Forecast without protective measure	Real	Averted
Ice jam 07.02 - 05.03.1994	4	2	2
Spring flood 16.03 - 10.06.1994	up to 11	7.8	3.2
Spring flood 11.03 - 30.06.1999	up to 20	7.9	11

The effect of floodplain protective dikes in terms of  $^{90}\text{Sr}$  carry out reduction is presented in Tab. 1 [6]. It is considered that since the construction of Left-bank protective dike in early spring 1993 till 1998 it resulted in 120-150 man\*Sv collective dose reduction, and for the period 1998-2056 it is anticipated 500-700 man\*Sv and 200-250 man\*Sv reduction due to Left-bank and Right-bank protective dikes respectively [4].

It is very important to keep in mind and take into account all successes and failures of the privies remediation activities when considering various strategies of forthcoming activities related to draw down of the Cooling Pond water level and safe keeping of TRWLS and RAW disposal sites in the Exclusion zone. On one hand all the TRWLS are situated within the territory of high water table and about 100 waste trenches are permanently or periodically flooded. On the other, we should consider that "the results of research conducted within the near-ChNPP zone enveloping major TRWLS ('Red Forest', 'Budbaza', 'Yaniv Station', etc.), the ChNPP industrial site, the Shelter Object, as well as 'Pidlisnyi', 'Kompleksnyi' and other radioactive waste disposal sites indicate that *the long-term, i.e. during 100-300 forthcoming years, lateral distribution of  $^{90}\text{Sr}$  dangerous concentrations from the trenches will be limited to several hundred of meters from the dumps down along the groundwater stream*. Local hydro-geological conditions and geological barriers ensure a rather safe occlusion and decelerate migration of radioactive strontium and caesium, therefore limiting a spread of radionuclides by the groundwater" [1]. But, "however, for a long time the contaminated groundwater surrounding TRWLS will be a steady source of radiation risks within the near-ChNPP zone. As far as radionuclide potential transport and migration pattern are concerned, the dumps located in the Yanivsky Bay area (TRWLS "Naftobaza", see Fig. 2) due to its location in the Prypiat river floodplain pose a real danger of surface water contamination" [1].

In the same time draw down of the Cooling Pond water level will cause a reduction of ground water level and changing (hopefully improving) of the hydrogeological conditions at TRWLS. This changed conditions and also possible challenges related to exposure of the Cooling Pond bottom sediments and formation of wetlands on the place of the Cooling Pond will require reassessment of the radiological situation and radioecological situation on the affected territories.

These assessments based on comprehensive investigations will provide advisable optimal decision in between of RAW removal from current locations and re-disposal and just support of natural processes of forestation at the most contaminated catchments and floodplains. For the moment the monitoring of natural attenuation process at the most contaminated wetlands and lakes can be considering as reasonable achievable remediation option [1].



## Actual status of the Sarcophagus

The Sarcophagus object was built with the purpose to restrict release of radioactive substances and ionizing radiation outside of the destroyed power unit. Its design was chosen taking into account expenses, dose loadings on the personnel and tight schedule for its construction. Thus, the Sarcophagus is a combination of «old» constructions of the destroyed Unit 4 and «new» constructions erected after the accident. During the Sarcophagus construction about 345 thousand cubic meters of concrete mix has been laid down and 7 thousand tons of metal constructions mounted, Fig. 4.

At the same time Sarcophagus is the facility off all requirements not only to designing, construction and operation of nuclear or radioactive waste management installations, but even to usual industrial facilities. According to experts in time of construction its lifetime was assumed to be about 30 years.

In 1996 an International Group of Experts, including experts from Ukraine, elaborated a study of alternative solutions to convert the Chernobyl Unit 4 and its present shelter (Sarcophagus) into an environmentally safe condition. The study report issued November 29, 1996 proposed a Recommended Course of Action, comprised of three phases, as follows:

Phase 1: Stabilisation and other Short Term Measures.

Phase 2: Preparation for Conversion Into an Environmentally Safe Site.

Phase 3: Conversion Into an Environmentally Safe Site.

Twenty-two tasks of the Integrated Plan of the Short and Long Term Measures were defined and detailed in Work Breakdown Structure (WBS):

### 1. Reduce Collapse Probability (WBS 1.1)

Task 1	(WBS 1.1.01)	Stabilisation Design Integration & Mobilisation
Task 2	(WBS 1.1.02)	Stabilisation of Western Section
Task 3	(WBS 1.1.03)	Stabilisation of Mammoth Beam and Southern Section
Task 4	(WBS 1.1.04)	Stabilisation of the Eastern and Northern Section
Task 5	(WBS 1.1.05)	Stabilisation of the Roof
Task 6	(WBS 1.1.06)	Structural Investigation and Monitoring
Task 7	(WBS 1.1.07)	Geotechnical Investigation



Figure 4. A look of the Shelter Object before stabilization measures implementation.

- Task 8 (WBS 1.1.08) Seismic Characterisation and Monitoring
- 2. Reduce Collapse Accident Consequences (WBS 1.2)
- Task 9 (WBS 1.2.01) Emergency Preparedness
- Task 10 (WBS 1.2.02) Dust Management
- Task 11 (WBS 1.2.03) Emergency Dust Suppression System
- 3. Increase Nuclear Safety (WBS1.3)
- Task 12 (WBS 1.3.01) Criticality Control and Nuclear Safety Monitoring
- Task 13 (WBS 1.3.02) Contained Water Management
- Task 14 (WBS 1.3.03) Fuel Containing Material (FCM) Characterisation
- 4. Increase Worker and Environmental Safety (WBS 1.4)
- Task 15 (WBS 1.4.01) Radiological Control Program
- Task 16 (WBS 1.4.02) Shielding and Access
- Task 17 (WBS 1.4.03) Integrated Monitoring System
- Task 18 (WBS 1.4.04) Integrated Database (Configuration Management)
- Task 19 (WBS 1.4.05) Industrial Safety and Fire Protection
- 5. Long Term Strategy and Study for Conversion to an Environmentally Safe Site (WBS 1.5)
- Task 20 (WBS 1.5.01) FCM Removal and Waste Management Strategy
- Task 21 (WBS 1.5.02) FCM Removal Technology Development
- Task 22 (WBS 1.5.03) Safe Confinement Strategy  
(FCM - Fuel Containing Material)

On the base of the Study Report the Shelter Implementation Plan (SIP) was adopted at the G7 Summit in Denver, Colorado, June 20-22, 1997. SIP established the following three basic stages of the Shelter Object conversion into an ecologically safe system:

Stage 1 – stabilization of the state of the existing [Sarcophagus] facility, enhancement of operation reliability and durability of the structures and systems ensuring stabilization and monitoring of the Shelter’s safety performance.

Stage 2 – construction of additional protective barriers, primarily the confinement, that provide conditions required for technical efforts of Stage 3 and ensure safety of personnel, public and environment, preparatory engineering and technical activities aimed at developing process of fuel containing materials removal during Stage 3, arrangement of the infrastructure for Sarcophagus RAW management.

Stage 3 – removal of fuel containing materials and long-lived RAW from the Sarcophagus, their conditioning and further storage and disposal in radwaste storage facilities in accordance with the effective standards, decommissioning of the Sarcophagus.

Major part of the works planned for Stage 1 have been already fulfilled:

- complex of urgent stabilisation measures for the most important structures that ensure overall integrity of the Sarcophagus and its particular zones was started in 1998 and completed in 2008 (by removal load from the damaged framework and wall and its transfer to newly erected tower structures, by joining of the elements into a single structure, by installation metal supports under ceiling panels, by increasing thickness of beams via welding of additional elements);
- dust suppression system was modernized;
- work on creation of the Integrated Automated Monitoring System is nearing completion.

The completed stabilisation measures provide acceptable level of Sarcophagus stabilised structures operation safety for fifteen years period, considering completion of the New Safe Confinement construction within the claimed period.

Assessment of the overall nuclear fuel amount that remained inside was based on studies on

radiation fall-out and now it gives grounds to consider that about 95% of nuclear fuel of the initial reactor loading is in the Sarcophagus. Consequently, total activity of the radionuclides in the Sarcophagus currently makes up approximately  $4.8 \times 10^{17}$  Bq.

Currently the nuclear fuel present in the Sarcophagus (Shelter Object) in the varieties of fuel containing materials (FCM) formed during the active stage of the accident, among them the main three: fragments of the reactor core (FRC), fuel particles (fuel dust) and lava-like fuel containing materials (LFCM). Most of them are found in the central hall and premise 305/2 under the reactor, Fig. 5 [1].

According to experts assessments in some FCM accumulations the fuel may comprise more than 40%. The calculations and model experiments have shown that these kinds of FCM are nuclear dangerous: in some certain conditions the high enough probability exists of the self-sustaining chain fission reaction (SCR) origination [7].

In June 1990 the criticality incident was registered in premise 304/3 of the Sarcophagus. On June 19, 1990 neutron activity growth was registered in premise 304/3 with drastic increase on June 29 reaching 60-times as against the background. Neutron abnormalities were registered later on several times. Long-term monitoring of temperature and neutron activity dynamics has demonstrated high probability of presence of FCM accumulation with high (over 40%) concentration of nuclear fuel in premise 305/2. Detailed investigation of incident triggers and development factors showed that the neutron abnormality concurred with the period, when precipitations water was intensively penetrating into the hot (over  $100^{\circ}\text{C}$ ) porous structure of this accumulation. In transfer period when the dry structure had become wet criticality incident occurred. Now the meltdown zone is filled with water. In case the level of water decrease, the accumulation may pass to supercritical state [1].

Fig. 5. Profile of the destroyed Unit 4 of Chernobyl NPP with indication of the Fuel Containing Material localisation (red). According to estimates amount of the irradiated nuclear fuel located in premise 305/2 is  $80 \pm 30$  tn (uranium); minimal amount of LFCM at the top elevations of the destroyed Unit 4 is no less than 15 tn; in total LFCM may contain up to 130 tn of uranium. Figure from [1].

In order to timely prevent similar critical incident in the future the nuclear safety control

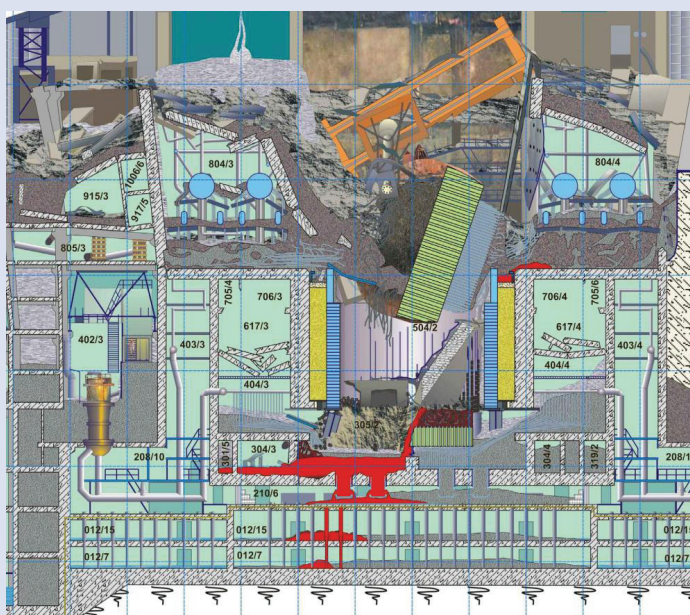


Figure 5. Profile of the destroyed Unit 4 of Chernobyl NPP with indication of the Fuel Containing Material localisation (red). According to estimates amount of the irradiated nuclear fuel located in premise 305/2 is  $80 \pm 30$  tn (uranium); minimal amount of LFCM at the top elevations of the destroyed Unit 4 is no less than 15 tn; in total LFCM may contain up to 130 tn of uranium. Figure from [1].

(monitoring) system needs. Integrated Automated Monitoring System will be completed soon. It should have an improved optimised system of sensors located on the surface and/or inside FCM accumulations, since the existing measuring points of the scheduled operation system of the Shelter object does not ensure reliability of nuclear safety control in this zone [8].

Radiation safety of the Sarcophagus has two aspects: safety of the personnel and safety of the environment and public. The risk for personnel is associated with: exposure to gamma and beta radiation; alpha, beta, gamma surface contamination; radioactive dust in the premises' air; radioactive gases in the premises' air. The risk for the environment and public is associated with: controlled and uncontrolled radioactive dust release, including in emergency situation; formation and leakage of liquid radioactive materials.

Ranking of the Sarcophagus premises according to exposure dose rates (EDR) is presented in Tab. 2.

Sarcophagus premise surfaces were contaminated as a result of radioactive particles settlement and their water flooding during the accident of 1986 and during its elimination. Consequently, rather deep penetration of radionuclides into structural materials occurred. Radionuclide composition of the contamination corresponds to the composition of power Unit 4 fuel and includes  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239-241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ .

Table 2. Ranging of surveyed Sarcophagus premises based on exposure dose rate (EDR) levels [1].

	EDR, R/hr						
	<0.05	0.05 - 0.1	0.1-1	1-10	10 -100	100-1000	>1000
Number of premises	27	11	35	54	19	3	9

Surface contamination levels inside the Sarcophagus vary within a rather wide range, in particular:

- from 0 to 3000 particles/(cm<sup>2</sup>\*min.) – for  $\alpha$ - particles;
- from 30 to 1000000 particles/(cm<sup>2</sup>\*min.) – for  $\beta$ - particles.

The removable part of surface contamination is estimated to be about 6% of the total amount [1]. Air masses contamination inside and outside the Sarcophagus may occur due to the following processes [1]:

- dust raised from facility premises surface;
- dust generation in the course of construction and installation works;
- dust generation and dust raise caused by collapse of facility structural members;
- fuel containing materials degradation due to radioactive decay process and aging of materials;

Experts consider the fuel containing materials degradation to be today the main process of airborne particulate matters generation.

There are two paths of airborne particulate matters transport from the Sarcophagus to the environment [1]:

- controlled airborne particulates release occurs through the bypass system and ventilation stack,
- uncontrolled release – through leakages (cracks, openings, maintenance manholes).

Monitoring of radionuclides amount and composition in uncontrolled airborne particles release shows that 1)  $^{137}\text{Cs}$  contributes about 30 % and particles size is 1–10 micron; 2) radon and thoron are of the greatest hazard, since almost half of them are alpha-emitting. They are on submicron airborne particles of 0.05–0.3 micron and can reach lower lung fields.

Reduction of uncontrolled releases from the Sarcophagus has been observed over the recent years. It become possible due to commissioning of the Modernised Dust Suppression System

which plays a significant role in this process. 220 tones of dust suppression solution (48.8 tn of dry residue) were supplied to the Sarcophagus inner space over the period 2006–2009 [1]. Due to efforts of the Shelter Object and Chernobyl NPP highly skilled personnel, Ukrainian and international community experts, attention of Ukrainian Government and International technical assistance nuclear and radiation risks are kept on the reasonable level, but Sarcophagus containing destroyed Unit 4 remains and will still remain the nuclear and radiation hazardous facility.

## References

1. *Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future*. National Report of Ukraine. K.: KIM, 2011. – 328 p.
2. *IAEA safely glossary: terminology used in nuclear safety and radiation protection: 2007 edition*. Vienna: International Atomic Energy Agency. 2007.
3. Shelter object. Construction. Works sequence during “sarcophagus” construction. <http://www.chnpp.gov.ua/eng/articles.php?lng=en&pg=35>
4. *Chernobyl – What Have We Learned? The Successes and Failures to Mitigate Water Contamination over 20 Years*. Y. Onishi, O.V. Voitsekhovich and M.J. Zheleznyak (eds.): . Environmental Pollution, Vol. 12. – Springer, 2007. – 289 p.
5. *Chernobyl catastrophe*. Nat. Academy of sci. of Ukraine. V.G. Baryakhtar (ed.-in-chief). Kyiv : Ed. house of annual issue “Export of Ukraine”, 1997. 572 p.
6. *On the state of overcoming of Chernobyl catastrophe consequences in Ukraine in 2006-2007*. Annual National Report of Ukraine. Section 4. Radioecological state of the Exclusion zone. p. 86-120. (in Ukrainian). [http://www.mns.gov.ua/chaes/annual\\_report/2007/6\\_R\\_4\\_87\\_120.pdf](http://www.mns.gov.ua/chaes/annual_report/2007/6_R_4_87_120.pdf)
7. *Model and experimental studies of the neutron control efficiency of the fuel containing materials in the zone of critical mass risks*. Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants, National Academy of Sciences of Ukraine. Inventory No 3886. – Chernobyl, 2007.
8. *Analysis of access paths to agglomerations of fuel-containing materials in object “Ukryttya”305/2 room. Part 1. Research wells at 305/2 room*. Vysotsky E.D., Dovyd'kov A.I., Dovyd'kov S.A., Krasnov V.A., Shcherbin V.N. Chernobyl, 2011 – 28 p. – (Prepr. / National Academy of Sciences of Ukraine. Institute for safety problems of nuclear power plants; 11-1). (in Russian).

# Ricadute radioattive sull'ambiente a seguito dell'incidente di Chernobyl

Salvatore Frullani

Dipartimento Tecnologie e Salute Istituto Superiore di Sanità

## 1. La ricaduta radioattiva rivelatrice dell'incidente

La mattina della domenica 27 aprile 1986 i lavoratori della centrale nucleare svedese di Forsmark furono trovati inspiegabilmente positivi al controllo della contaminazione radioattiva nella usuale procedura di ingresso al turno di lavoro del mattino [1]. Le successive misure sui filtri dei sistemi di ventilazione degli impianti rivelarono la presenza di prodotti di fissione. Così la comunità internazionale venne a sapere che un importante rilascio di materiale radioattivo era avvenuto probabilmente a seguito di un disastroso incidente ad un impianto nucleare. Nella stessa mattinata fu reso noto dalle autorità della Unione delle Repubbliche Sovietiche che un incidente, con rilascio all'esterno di materiale radioattivo, era avvenuto alle ore 1:23 del 26 aprile al reattore della unità 4 della centrale nucleare di Chernobyl. Le autorità locali e nazionali sovietiche erano ben a conoscenza dell'incidente ma solo nella notte tra il 26 e 27 aprile, avevano definito di evacuare per il giorno successivo la popolazione della città di Pripyat situata a 5 km dall'impianto e nessuna notizia era stata diffusa all'esterno. La distanza tra le centrali di Chernobyl e quella di Forsmark è di circa 1000 km, questa la distanza percorsa dalla nube radioattiva in circa 30 ore. La centrale di Chernobyl è localizzata sul fiume Pripyat vicino al confine tra l'Ucraina e la Bielorussia, mentre il confine della attuale Federazione Russa è a qualche centinaia di km.

## 2. Termine sorgente, radionuclidi significativi

La base per il calcolo della quantità di radionuclidi rilasciata è stata la stima dell'inventario della composizione dei vari nuclidi presenti nel nocciolo al momento dell'incidente. Dai dati sull'esercizio della centrale si è stabilito il burn-up medio degli elementi di combustibile presenti nel reattore in 10,5 GWd/t che fu nel corso degli anni successivi rivisto leggermente al rialzo in 10,9 GWd/t. I rilasci furono stimati da diversi gruppi in occasione di 2 panel internazionali rispettivamente nel 1986 [3] e nel 1996 [11] tenendo presenti, oltre all'inventario del core, gli studi e le analisi fatte sulla sequenza degli eventi che hanno portato alla fusione del nocciolo. In generale le stime del 1996 hanno tutte comportato un innalzamento dell'attività rilasciata. In Tabella 1 sono riportati i principali radionuclidi emessi con la stima dell'attività rilasciata, i vari colori indicano la diversa capacità dell'elemento di diffondersi su grandi distanze, dipendente dalla sua forma fisico-chimica e dal suo possibile stato di aggregazione. La stima più accreditata sulla attività totale rilasciata è circa 5,3 EBq di materiali di diverso grado di aggregazione a cui vanno aggiunti altri 6,5 EBq di gas nobili.

Nuclide	Rilascio (PBq)	Nuclide	Rilascio (PBq)	Nuclide	Rilascio (PBq)
<sup>85</sup> Kr	33	<sup>90</sup> Sr	~10	<sup>144</sup> Ce	~116
<sup>133</sup> Xe	6500	<sup>103</sup> Ru	>168	<sup>239</sup> Np	945
<sup>132</sup> Te	~1150	<sup>106</sup> Ru	>73	<sup>238</sup> Pu	0.035
<sup>131</sup> I	~1760	<sup>140</sup> Ba	240	<sup>239</sup> Pu	0.03
<sup>134</sup> Cs	~54	<sup>95</sup> Zr	196	<sup>240</sup> Pu	0.042
<sup>137</sup> Cs	~85	<sup>99</sup> Mo	>168	<sup>241</sup> Pu	~6
<sup>89</sup> Sr	~115	<sup>141</sup> Ce	196	<sup>242</sup> Cm	~0.9

Tabella 1. Principali radionuclidi rilasciati (gas nobili – elementi volatili – elementi a volatilità intermedia – elementi refrattari e particelle di combustibile) e relativa attività [6].

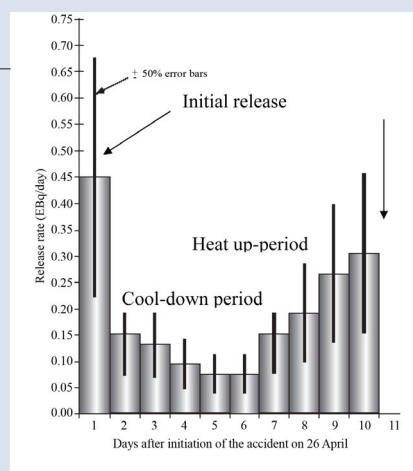
### 3. Trasporto del rilascio, coinvolgimento dei vari Paesi

L'evoluzione dell'incidente [2,3] fu tale che il rilascio di materiale radioattivo durò per circa 10 giorni, con diverse intensità (fig. 1). La dispersione del materiale radioattivo dipende da vari parametri che influenzano le condizioni del trasporto. L'altezza efficace del rilascio, a causa dei fenomeni dovuti alla concomitanza dell'incendio, è stata stimata estendersi, il 27 aprile, ad oltre 1200 metri con valori massimi della dose a 600 metri, mentre nei giorni successivi l'altezza della nube non superò i 200-400 metri [4], ma elementi volatili quali iodio e cesio furono rivelati ad altezze ben maggiori (6-9 km) con tracce anche nella bassa atmosfera [5]. I radionuclidi furono rilasciati sotto forma di gas, di aerosol, di particelle di combustibile. Le più piccole particelle di combustibile avevano comunque dimensioni relativamente grandi (~10 µm) ed alta densità e le distanze tipiche alle quali furono disperse furono all'interno di qualche centinaia di km, mentre aggregati di particelle più grandi furono rinvenute solo entro distanze di alcuni km. Al contrario la dispersione di radionuclidi gassosi, in forma volatile ed in aerosol submicrometrici avvenne su distanze di varie migliaia di km raggiungendo tutto l'emisfero boreale ed anche alcuni Paesi dell'emisfero australe [6]. Campionamenti effettuati il 27 aprile nelle vicinanze dell'impianto hanno mostrato che le particelle radioattive grandi avevano dimensioni variabili da vari µm a parecchie decine di µm con una concomitante più abbondante presenza di particelle più piccole [6]. Altri campionamenti più accurati di aerosol, fatti tra il 14 ed il 16 maggio, presentavano una distribuzione dimensionale ben rappresentata da una sovrapposizione di due distribuzioni log-normali, una con l'AMAD (Activity Median Aerodynamic Diameter) compreso tra 0,3 e 1,5 µm e l'altra con AMAD maggiore di 10 µm [7].

I parametri di gran lunga più importanti che condizionano il trasporto della nube radioattiva sono quelli definiti dalle condizioni meteorologiche. Innanzitutto la mappa locale, lungo la traiettoria, della direzione e velocità dei venti. Durante i 10 giorni della durata del rilascio il vento ha cambiato molto spesso direzione girando praticamente di 360 gradi; in tal modo il fallout radioattivo ha investito i territori praticamente in tutte le direzioni. Le caratteristiche dello sviluppo dei vari rilasci avvenuti nei diversi giorni sono illustrate in fig.2 [8,9] dove sono mostrati il giorno e l'ora (GMT) del rilascio e la sua evoluzione. Simulazioni che rappresentano la completa evoluzione dei rilasci ed il loro propagarsi su tutta Europa, riferiti alla contaminazione da Cesio -137, possono trovarsi in rete ed esprimono con efficace immediatezza la dimensione

del territorio coinvolto da una significativa contaminazione [10]. I livelli di contaminazione al suolo dei radionuclidi presenti sono determinati sia dalla quantità dei radionuclidi presenti nella nube che l'attraversa sia, in modo rilevante, dalla concomitante presenza di precipitazioni atmosferiche. I fenomeni di cattura degli aerosol radioattivi nel sistema nuvoloso e rilascio in una successiva pioggia (rainout) o di dilavamento per pioggia di una massa d'aria contenente aerosol radioattivo (washout) sono importanti meccanismi per portare il materiale rilasciato a terra e causare la contaminazione del suolo. A causa di questi fenomeni c'è una notevole differenza nella deposizione al suolo di materiale

Figura 1. Distribuzione temporale del rilascio [3].





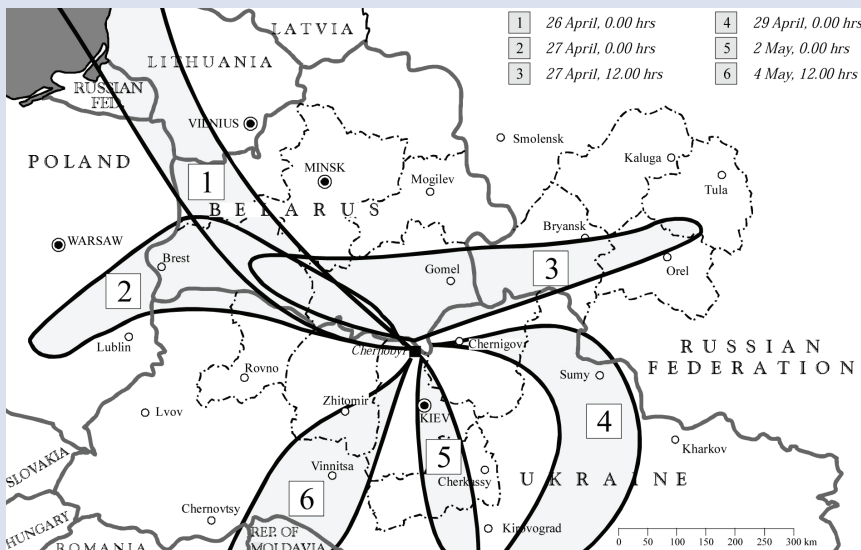
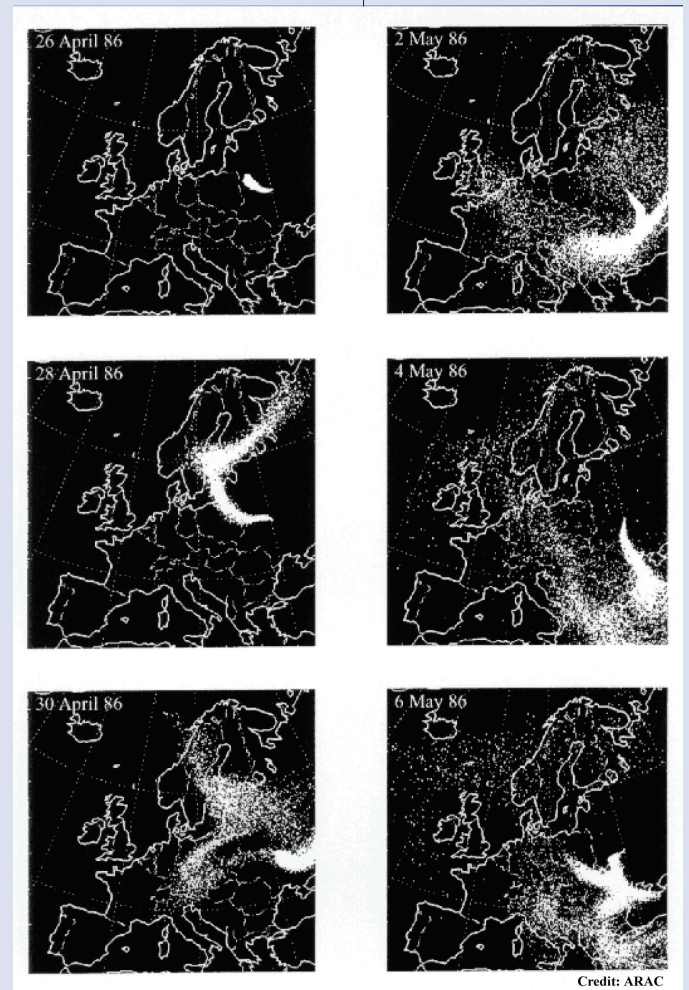


Figura 2. Evoluzione dei rilasci determinata dalle diversità nella mapatura dei venti [9].

Figura 3. Simulazione della diffusione della nube nei giorni dell'incidente [12].

radioattivo disperso in aria il relazione alla presenza o assenza di precipitazioni durante il passaggio della nube radioattiva. Ulteriore differenza nei fenomeni menzionati è originata dalle diverse forme chimiche con cui i radionuclidi sono fissati negli aerosol, oltre che dalle dimensioni degli stessi. Nei giorni di evoluzione dell'incidente ci furono nella zona diversi eventi piovosi che produssero aree ad alta contaminazione al suolo, anche a distanze notevolmente lontane dall'impianto nucleare. In caso di deposizione secca (senza pioggia) i livelli di contaminazione sono decisamente più bassi, mentre per deposizioni umide il contenuto di radionuclidi nella deposizione è essenzialmente eguale a quello della nube radioattiva. Da questo origina la differenza dei livelli e dei rapporti tra radionuclidi riscontrati in differenti zone. Come detto le condizioni meteorologiche hanno fatto sì che gran parte dei Paesi dell'emisfero boreale siano stati attraversati dalla nube radioattiva. Lo stesso giorno dell'incidente la nube attraversò la Polonia ed i Paesi del Baltico, il giorno successivo raggiunse ed attraversò la Svezia e la Finlandia mentre un diverso ramo della nube attraversò l'allora Repubblica Democratica Tedesca, i giorni successivi furono coinvolti i Paesi dell'Europa centrale e l'Italia. Il primo maggio la nube raggiunse il Belgio, la Francia e l'Olanda. Il 2 maggio fu la volta del Regno Unito, Grecia ed uno dei rami dei primi rilasci raggiunse il Giappone. Il 4 maggio la contaminazione raggiunse la Cina, il 5 l'India ed i giorni successivi anche gli Stati Uniti ed il Canada furono interessati. In figura 3 sono riportati i risultati della modellizzazione dei rilasci dell'ARAC (U.S. Atmospheric Release Advisory Capability) [12].



#### 4. Contaminazione. Paesi ex-URSS

Subito dopo l'incidente impegnativi programmi di misure della contaminazione al suolo furono intrapresi in tutti i Paesi che erano stati attraversati dalla nube radioattiva. In particolare in Europa ci fu un importante sforzo di fare mappature della contaminazione al suolo servendosi

delle possibilità offerte dalla spettrometria gamma misurata da rivelatori montati su mezzi aerei sorvolanti il territorio a bassa quota. Tali misure sono state confrontate ed integrate da misure direttamente al suolo e da misure di campioni di terreno in modo da avere un quadro coerente dell'insieme delle misure. Le zone che rivelarono valori molto elevati di contaminazione, oltre che quella intorno al reattore, denominata "zona centrale", furono 2 altre zone. Uno "spot", a circa 200 km dalla centrale nucleare in direzione nord-nordest, comprendente territori delle

regioni di Gomel, Mogilev (Bielorussia) e Briansk (Russia) ed un altro a circa 500 km in direzione norddest nelle regioni di Kaluga, Tura e Orel della Russia. Questi territori presentavano livelli di contaminazione in alcuni casi comparabili con quelli della zona centrale, effetto dei fenomeni piovosi che hanno investito la zona tra il 28 ed il 30 aprile. In fig. 4 è riportata la mappa della contaminazione di cesio-137 nella zona centrale. I cerchi indicano rispettivamente distanze di 30 e 60 km dalla centrale. La popolazione residente all'interno di 30 km fu tutta evacuata. Fu

Figura 4. Livelli di contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$  della "zona centrale" [14].

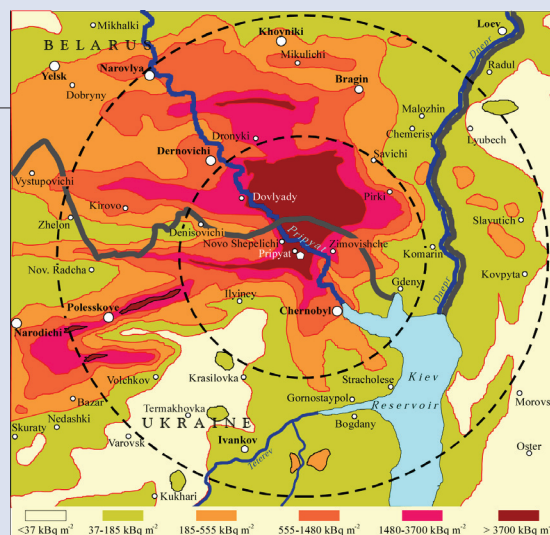
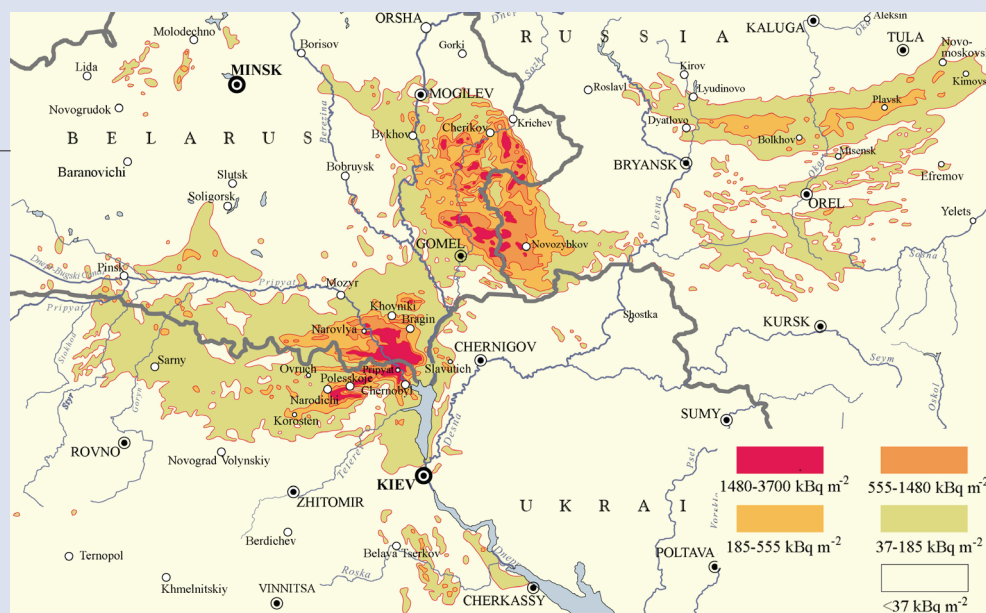


Figura 5. Le 3 zone ad alta contaminazione e i territori dell'Ucraina, Bielorussia e Russia [14].



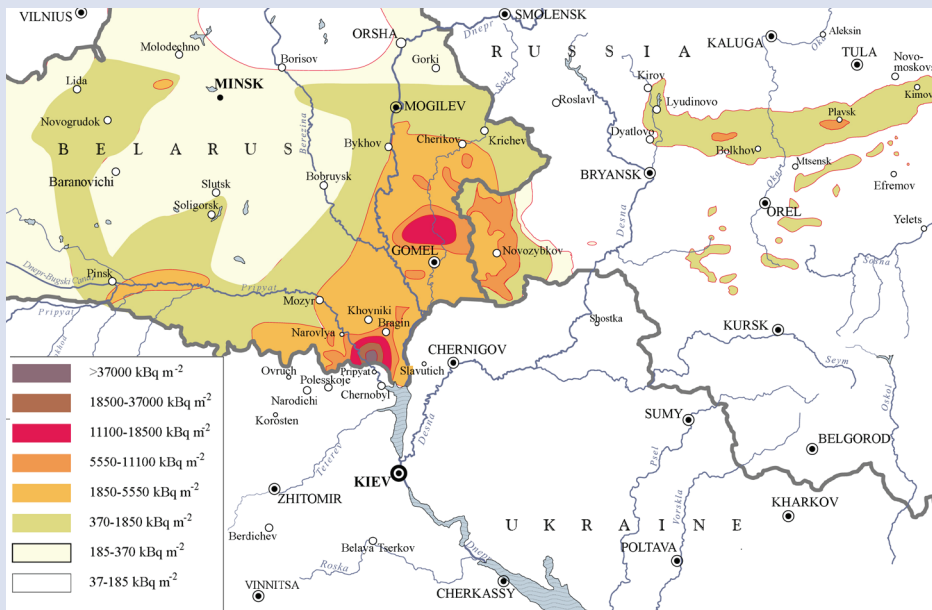


Figura 6. Contaminazione da  $^{131}\text{I}$  nei territori dell'ex URSS [16].

assunto di porre il limite di  $37 \text{ kBq/m}^2$  (1 Curie/ $\text{km}^2$ ) per considerare l'area come contaminata. Tale livello corrisponde ad un valore pari a 10 volte il livello medio di contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$  conseguente il fallout dai test delle bombe atomiche. In fig. 5 è riportata la mappatura dell'intera area, comprendente i territori dell'Ucraina, Bielorussia e Russia, a più alto livello di contaminazione. Un altro importante isotopo, nei giorni immediatamente successivi al rilascio, è lo  $^{131}\text{I}$ , soprattutto per il suo ruolo nella dose da inalazione e per la contaminazione degli alimenti di pronto consumo. Dato il breve tempo di dimezzamento del nuclide (8,04 d) non si sono potute fare direttamente misure che potessero costituire la base per una completa mappatura, pertanto il criterio adottato è stato quello di elaborare i livelli di contaminazione dello  $^{131}\text{I}$  a partire dai dati della contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$  e dal rapporto misurato, al tempo dell'incidente, tra le concentrazioni dei due isotopi. I valori riportati in fig.6, hanno solo un carattere indicativo, dato che detto rapporto poteva variare anche di un fattore 10 tra diversi punti di misura [6]. Va comunque notato, perché rilevante, l'incremento di un fattore 10 nei livelli dello  $^{131}\text{I}$  rispetto a quelli del  $^{137}\text{Cs}$  nella zona a più alta concentrazione. Indicazioni sui livelli di contaminazione per gli elementi a volatilità intermedia e per gli elementi refrattari e particelle di combustibile si hanno facendo riferimento allo stronzio ed al plutonio. In fig.7 sono riportati i dati relativi allo stronzio-90. La deposizione di  $^{90}\text{Sr}$  fu essenzialmente limitata alla zona vicino all'incidente. Aree con densità di contaminazione superiore a  $100 \text{ kBq/m}^2$  furono essenzialmente circoscritte entro i 30 km ed aree con livelli superiori a  $37 \text{ kBq/m}^2$  entro i 100 km. Solo pochi siti isolati con valori



Figura 7. Livelli di contaminazione da  $^{90}\text{Sr}$  [13].

Figura 8. Zona entro la quale la deposizione a terra di  $^{239,240}\text{Pu}$  ha superato  $3,7 \text{ kBq/m}^2$  [13].



tra  $37$  e  $100 \text{ kBq/m}^2$  furono trovati nello spot di Gomel-Mogilev-Bryansk. In fig.8 sono invece riportati i dati relativi alla contaminazione da Pu che è indicativa, più in generale, della contaminazione da elementi a minor volatilità. La sola area con livelli di plutonio superiori a  $4 \text{ kBq/m}^2$  era localizzata entro la zona dei  $30 \text{ km}$ . Nello spot di Gomel-Mogilev-Bryansk i livelli di deposizione, a seguito dell'incidente, degli isotopi  $^{239,240}\text{Pu}$  che furono misurati erano compresi tra  $0,07$  e

$0,7 \text{ kBq/m}^2$  mentre nello spot di Kaluga-Tula-Orel tra  $0,07$  e  $0,3 \text{ kBq/m}^2$ , livelli che sono comparabili con la deposizione dal fallout globale dei test atomici [6]. Tornando a considerare la contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$ , per la quale si hanno dati significativi per tutta l'Europa, è utile tener conto dell'estensione territoriale in cui la contaminazione ha superato un definito livello, che è stato assunto, per uniformità, quello che nell'ex-URSS fu scelto per classificare contaminata:  $37 \text{ kBq/m}^2$ . In Tabella 2 sono elencati i vari Paesi e le relative estensioni territoriali definite, secondo quel criterio, contaminate.

Tabella 2. Area contaminata ( $\text{km}^2$ ) da  $^{137}\text{Cs}$  nei diversi Paesi nelle varie classi di livello [6] e relativa percentuale del territorio nazionale [15].

Paese	37-185 $\text{kBq/m}^2$	185-555 $\text{kBq/m}^2$	555-1480 $\text{kBq/m}^2$	>1480 $\text{kBq/m}^2$	% territorio contaminato
Russia Europea	49800	5700	2100	300	1,5
Bielorussia	29900	10200	4200	2200	22,4
Ucraina	37200	3200	900	600	6,9
Svezia	12000				2,7
Finlandia	11500				3,4
Austria	8600				10,3
Norvegia	5200				1,3
Bulgaria	4800				4,3
Svizzera	1300				3,1
Grecia	1200				0,9
Slovenia	300				1,5
Italia	300				0,1
Moldavia	60				0,2

## 5. Contaminazione. Europa

Come è chiaro dalla Tabella 2 le zone classificate contaminate (livello di  $^{137}\text{Cs}$  circa 10 volte superiore al fondo dovuto a fallout da test atomici degli anni '60) si estendevano ben al di là dell'ex-URSS. In fig. 9 è riportata la carta globale dei livelli di contaminazione di tutta l'Europa [16], ma carte più dettagliate per ogni singolo Paese sono state pubblicate [16] e sono anche reperibili in rete [17]. Se ci si limita a considerare solo le zone definite "contaminate", le zone di interesse si restringono a quelle indicate nella fig. 10A. In fig 10B sono, in particolare, indicate quelle di interesse il confine settentrionale del nostro Paese. Si vede come la dislocazione casuale delle macchie indichi la natura locale dell'origine del particolare livello di contaminazione dovuto, come detto in precedenza, alla concomitanza di fenomeni temporaleschi di notevole rilevanza durante la permanenza su quei territori della nube radioattiva. La mappatura delle fig. 9 e 10 evidenziano i dati della Tabella 2.

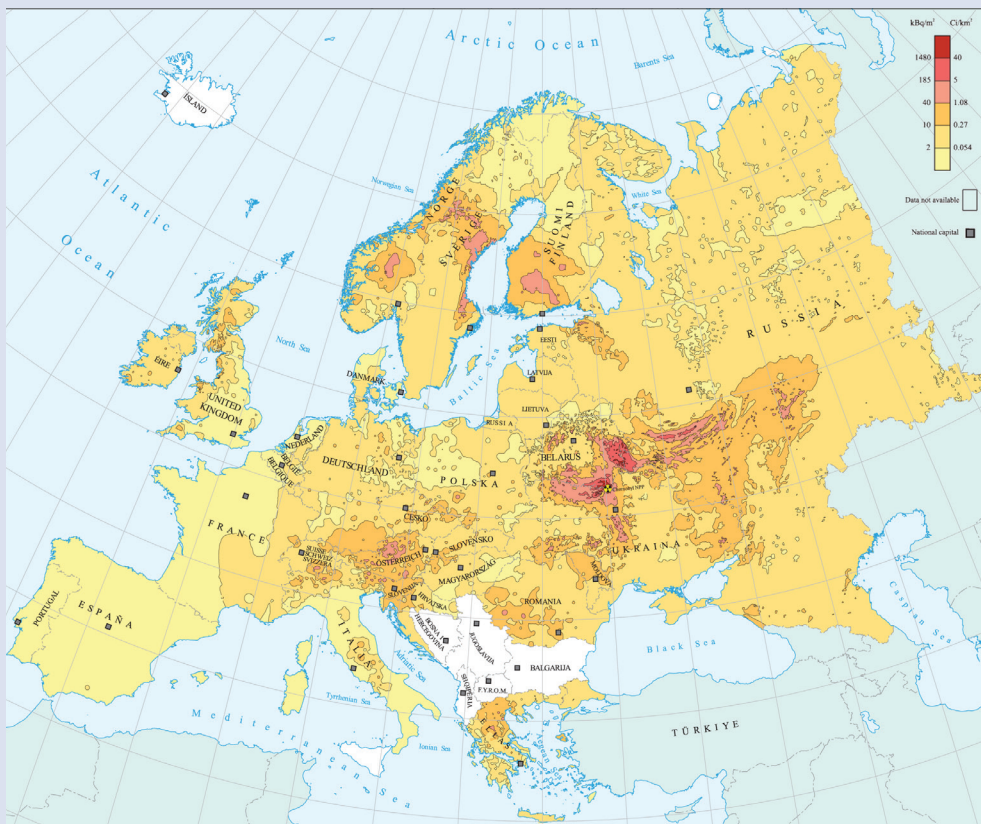


Figura 9. Mappa dei livelli di contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$  [16].

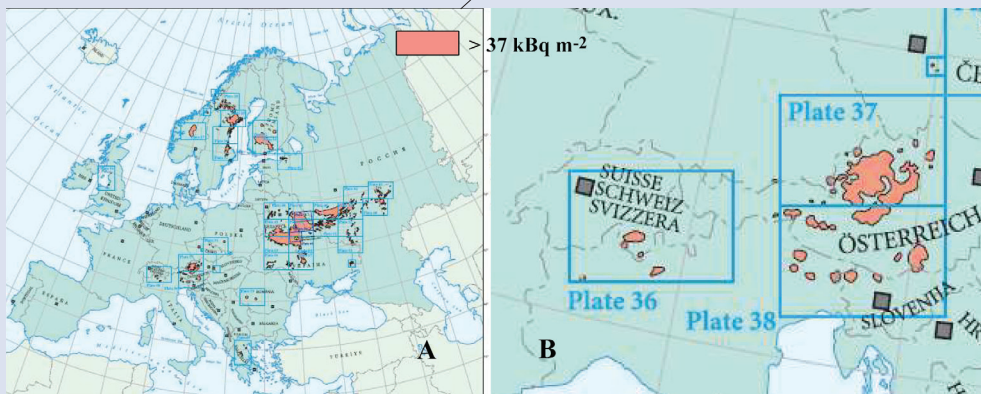


Figura 10 A. Zone dell'Europa in cui la deposizione di  $^{137}\text{Cs}$  superava il limite di  $37 \text{ kBq/m}^2$ .

Figura 10 B. Ingrandimento della zona vicina al confine settentrionale dell'Italia. [16,17].

## 6. Contaminazione. Italia

La mappa della contaminazione sul territorio nazionale è riportata in fig. 11. E' stata ottenuta, così come quelle degli altri Paesi, dall'integrazione delle mappature ottenute con le misure di aerogamma spettrometria, alle quali anche il nostro Paese ha partecipato [18], con le numerose misure fatte da molti laboratori italiani e confluiti nel data- base europeo elaborato poi dal Centro di Ricerche Europeo di Ispra [16]. Focalizzando l'attenzione sulle zone che presentavano la maggiore contaminazione, come evidenziato dalla fig. 10B, c'erano 3 zone nel nostro Paese che erano classificabili come "contaminate" secondo il criterio allora adottato. Nella fig. 12 si può identificare una prima zona a cavallo della Dora Baltea, vicino ad Ivrea, ed una seconda zona a cavallo del ramo destro del lago di Como, interessante Lecco ed i suoi dintorni, tale zona era individuata nell'immediato post-Chernobyl con la denominazione "triangolo Lariano". Sono le zone indicate all'interno dell'isolivello pari a 40 kBq/m<sup>2</sup>. In fig.13 le macchie con la maggior

Figura 11. Mappa della contaminazione da <sup>137</sup>CS in Italia [16].





Figura 12. Zone "critiche" in Piemonte-Lombardia [20].

concentrazione, sempre entro l'isolivello di 40 kBq/m<sup>2</sup>, si dispongono nella zona dolomitica dell'alto Piave, in Veneto, ed in Friuli a nord-nordest di Maniago e a nord-est di Gemona, a cavallo del confine con la Slovenia. Sono zone note alle Agenzie Regionali per l'Ambiente competenti e, a suo tempo fu accertata la corrispondenza tra la piovosità locale nei primi giorni di maggio 1986 ed il più alto grado di contaminazione riscontrato. Le stesse ARPA hanno, in questi anni trascorsi, seguito l'evoluzione dei livelli di contaminazione nelle zone critiche [19].

Vari fenomeni contribuiscono al trasporto all'ingiù dei radionuclidi nel suolo. La velocità di movimento varia con la forma fisico-chimica del radionuclide e con il tipo di suolo. In fig. 14 sono riportate alcune misure eseguite su terreno non coltivato nella regione di Gomel in Bielorussia [21]. Si vede come nei 13 anni trascorsi tra i due rilevamenti ci sia stato un notevole trasferimento del materiale

radioattivo agli strati più profondi del suolo. Inoltre nei terreni coltivati le arature provocano un profondo rimescolamento del terreno che accelera la migrazione verso il basso, come pure il dilavamento dovuto all'irrigazione. A 25 anni dalla deposizione i vari fenomeni dovrebbero aver considerevolmente depauperato, per i livelli di contaminazione che stiamo esaminando, la "zona radicale" delle coltivazioni che è quella compresa tra 0 e 10 cm [21].

## 7. Conclusioni e Prospettive

Certamente il Friuli è stata in Italia una delle zone più colpite dalla deposizione radioattiva a seguito dell'incidente di Chernobyl. Ed è stata quindi un'ottima iniziativa della Regione Friuli-Venezia Giulia l'aver qui voluto fare questo

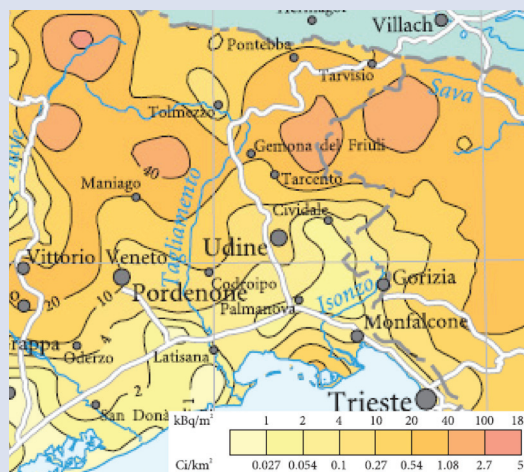


Figura 13. Zone "critiche" in Veneto e Friuli-Venezia Giulia [20].

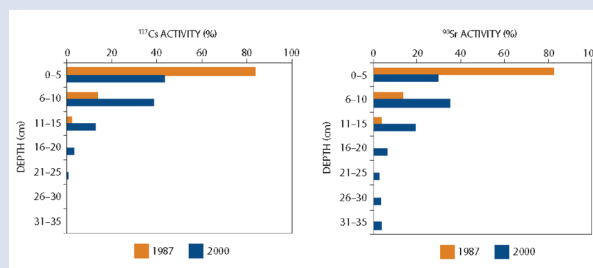


Figura 14. Profili di profondità per <sup>137</sup>Cs e <sup>90</sup>Sr misurati subito dopo l'incidente e 13 anni dopo in % dell'attività totale [22].

Convegno dei 25 anni di Chernobyl. C'è anche un'altra ragione. Questa è anche una delle zone italiane più esposte alle conseguenze di un eventuale incidente ad una centrale transfrontaliera. Pensavamo di aver acquisito notevoli strumenti per gestire un'emergenza anche nel caso di incidenti importanti ad una centrale nucleare. L'esperienza di questi mesi ci insegna che così non è. Dobbiamo tornare a meditare su quanto, dopo Three Mile Island ed in tempi non sospetti nel 1984, ci disse Perrow sui sistemi industriali di grande complessità che sono per loro natura propensi ad avarie con conseguenze anche gravi [22]. Anche se, visti gli esiti recenti, il nostro Paese non avrà centrali nucleari, deve essere attrezzato, con strutture e competenze, per poter rispondere in modo efficace ad eventuali emergenze originate da impianti esteri. Mi sembra di poter dire che, specie in questa Regione, ci sarà molto da fare.



1. Devell L. et al. *Nature* 321: 192 (1986)
2. Vedi G. Petrangeli Atti di questo Convegno pag. 21.
3. International Nuclear Safety Advisory Group. *Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on Chernobyl Accident*. Safety Series No 75-INSAG-1. Vienna (1986)
4. Izrael Yu. et al. *Sov. Meteorology and Hydrology* 7 (1987)
5. Jaworowski Z. and Kownacka L. *J. Environ. Radioact.* 6:145 (1988)
6. UNSCEAR. *2000 Report to the General Assembly, Annex J*. United Nations. New York (2000)
7. Buzulukov Yu.P. et al, in *The Chernobyl Papers Volume I* pag. 3 (S.E. Merwin and M.I. Balanov eds.) Research Entreprises Inc., Richland, Washington (1993)
8. UNSCEAR *1988 Report to the General Assembly, Annex D*. United Nations. New York (1988)
9. Borzilov V.G. and Klepikova N.V. in *The Chernobyl Papers Volume I* pag. 47 (S.E. Merwin and M.I. Balanov eds.) Research Entreprises Inc., Richland, Washington (1993)
10. Si veda, per esempio, la simulazione dell'IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire) in [www.progettohumus.it/include/chernobyl/nuage.html](http://www.progettohumus.it/include/chernobyl/nuage.html)
11. Devell L. et al. *The Chernobyl reactor accident source term. Development of a consensus*. NEA/CSNI/R(95)24, Paris. (1996); Dreicer M. et al. in *One Decade After Chernobyl. Summing up the Consequences of the Accident*. Proceedings of an International Conference, STI/PUB/1001. IAEA, Vienna. (1996)
12. NEA. *Chernobyl Assessment of Radiological and Health Impacts*. Report. Paris. (2002)
13. International Advisory Committee. *The International Chernobyl Project. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures*. Technical Report. IAEA, Vienna (1991)
14. Izrael. Yu.A. (ed) *Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine*. Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moskow (1998)
15. Il dato è ottenuto dividendo la somma delle aree delle colonne 2-5 per la superficie del territorio nazionale come riportata da Wikipedia.
16. De Cort M.(eds.), *Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident*. Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998)  
De Cort M. and Tsaturov Yu.S. (eds) *Atlas on Cesium contamination of Europe after the Chernobyl nuclear plant accident* (ECSC-EEC-EAEC) Brussels/Luxembourg, 46 pp.+65 plates (1998)
17. Si veda, per esempio, il sito già citato:  
[www.progettohumus.it/include/chernobyl/nuage.html](http://www.progettohumus.it/include/chernobyl/nuage.html)
18. Risica S. (ed.) *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità* vol.23, 409-430, ISS, Roma (1987).
19. Si veda anche contributo di C. Giovani a questi Atti, pag. 93
20. Adattamento delle mappe di [16] e [17]
21. UNSCEAR. *2008 Report to the General Assembly, Volume II, Annex D*. United Nations. New York (2008)
22. C. Perrow. *Normal Accidents: Living with High-Risk Technologies*. Basic Books, New York, (1984)



# Gestione dell'emergenza e valutazioni delle dosi in Italia a seguito dell'incidente di Chernobyl

Serena Risica e Antonia Rogani<sup>1</sup>

Dipartimento Tecnologie e salute. Istituto Superiore di Sanità,  
Viale Regina Elena 299, 00161 Roma

## Introduzione

Nel 1986 il nostro Paese si trovò a gestire una situazione di emergenza, conseguente ad un incidente in un impianto nucleare - che fu definito *transfrontaliero* - che fu sicuramente una novità assoluta.

In Italia - ma, a nostra conoscenza, seppure a livelli diversi, in tutta Europa - si dovettero in gran fretta affrontare e risolvere una serie di problemi, ai quali si era preparati solo in parte. Basti dire che la normativa in vigore era ancora il DPR 185 del 1964 - e suoi provvedimenti attuativi - recepimento della Direttiva EURATOM del 1959.<sup>2</sup>

Anche il controllo della radioattività ambientale, già delegato alle Regioni dai D.P.R. 4/1972 e 616/1977 e riconfermato dalla Legge 833/1978, era organizzato, di fatto, solo in alcune Regioni.

In ogni caso non si può dire che la risposta non fu tempestiva e, per quanto possibile, efficace: ad es. il Ministro della sanità Degan, tenendo conto del parere degli esperti dell'*Istituto Superiore di Sanità* (ISS) e dell'*Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro* (ISPESL, attualmente INAIL), organi consultivi per il Ministro, emanò il 2 maggio un'ordinanza che bloccò la vendita e il consumo dei vegetali a foglia per tutta la popolazione italiana e del latte per i bambini sotto i 10 anni e le donne in gravidanza, prima che la Commissione Europea prendesse un analogo provvedimento. D'altronde anche il sistema di radioprotezione era molto meno sviluppato di ora: per la valutazione della dose l'*International Commission on Radiological Protection* aveva pubblicato nel 1979 solo i coefficienti che consentivano di calcolare la dose da inalazione ed ingestione per i lavoratori (ICRP, 1979), che mal si adattavano a calcolare la dose per la popolazione, in particolare per le categorie più a rischio, cioè lattanti e bambini.

Questa relazione ha lo scopo di illustrare, specialmente per chi allora non la visse dall'interno, come fu gestita l'emergenza, le dosi stimate per la popolazione italiana - sia ricevute che risparmiate a seguito delle restrizioni alimentari imposte dal Ministro della sanità - e alcuni sviluppi di ricerca nati da questa esperienza, sicuramente molto impegnativa e difficile, ma anche estremamente ricca di insegnamenti e stimoli culturali.

Nel seguito si riporta solo una sintesi di quanto presentato, fornendo una dettagliata bibliografia per i necessari approfondimenti e dettagli, non ritenendo utile riscrivere nuovamente quanto già pubblicato in passato e per buona parte disponibile in rete.

## La gestione dell'emergenza

Nei giorni 26 e 27 aprile 1996, in occasione del decennale dell'incidente, fu organizzata dall'allora ANPA (oggi ISPRA), in collaborazione con l'ISS, a Roma presso il CNR, una Conferenza nazionale dal titolo *Chernobyl 1986/1996. Le conseguenze e gli insegnamenti dell'incidente*. In quell'occasione, a dieci anni di distanza, fu fatto il punto sulle conseguenze ambientali e sanitarie dell'incidente, la risposta del nostro paese all'emergenza, le dosi stimate, ecc. Della conferenza non furono pubblicati gli atti, per cui gli esperti dell'ISS che erano stati relatori decisero di trasformare i loro interventi in due articoli pubblicati l'anno seguente sugli *Annali*

1 - Non più in servizio dal 2010.

2 - La direttiva era stata modificata nel 1962 dalla Direttiva 5 Marzo 1962, nel 1966 dalla 66/45/Euratom, nel 1976 dalla 76/579/Euratom, nel 1979 dalla 79/343/Euratom, nel 1980 dalla 80/836/Euratom e nel 1984 dalla 84/467/Euratom.

dell'Istituto Superiore di Sanità (Campos Venuti et al., 1997; Rogani e Tabet, 1997).

Il primo di questi lavori (Campos Venuti et al., 1997) inizia illustrando come era organizzata la pianificazione dell'emergenza nucleare nel 1986 secondo le raccomandazioni ICRP e le normative o guide in vigore in Europa e nel nostro Paese. Dopo una breve introduzione sull'arrivo della nube - in quanto alla Conferenza sopra citata vi era una relazione specificatamente dedicata all'argomento - passa ad esporre le iniziative della Comunità Europea in occasione dell'incidente e i provvedimenti adottati dai paesi europei subito dopo. Speciale attenzione è dedicata alla gestione dell'emergenza in Italia, esaminando la normativa in vigore, come fu applicata, le misure di contaminazione radioattiva degli alimenti, i laboratori che avevano eseguito le misure e i provvedimenti sanitari adottati. Particolare interesse rivestono le conclusioni su quanto aveva funzionato o meno, le carenze evidenziate ed una analisi su che cosa si era modificato nei dieci anni trascorsi.

Al lavoro citato si rinvia per ogni ulteriore approfondimento (Campos Venuti et al., 1997).

## La stima delle dosi

Le dosi alla popolazione italiana furono stimate diverse volte, nella fase di emergenza e negli anni seguenti.

Come accennato in precedenza, nel momento dell'emergenza i coefficienti di dose ICRP erano disponibili solo per i lavoratori (ICRP, 1979), cioè l'ICRP non aveva pubblicato coefficienti di dose per la popolazione, né tantomeno differenziati per le diverse classi di età. Viceversa pochi mesi prima dell'incidente di Chernobyl il *National Radiological Protection Board* (ora parte dell'*Health Protection Agency*) aveva calcolato tali coefficienti di dose per le diverse classi di età (NRPB, 1986), per cui per le valutazioni di dose furono utilizzati questi coefficienti. Le vie di esposizione considerate furono l'inalazione, l'ingestione e l'irraggiamento dal suolo, in quanto l'irraggiamento diretto dalla nube e l'inalazione di materiale risospeso risultarono trascurabili nel nostro Paese. Le dosi equivalenti alla tiroide e le dosi efficaci furono valutate per l'Italia settentrionale, centrale e meridionale, per tre classi di età (minori di un anno, tra 7 e 12 anni e maggiori di 17 anni), stimando ogni volta la dose risparmiata come risultato delle restrizioni al consumo di vegetali e latte imposte dal Ministro della sanità. Le dosi efficaci furono valutate sia per il primo anno che per l'intera vita. I risultati delle valutazioni eseguite nei primi mesi sono disponibili in (Belli et al., 1987).

Dopo qualche anno l'ICRP pubblicò il nuovo modello respiratorio e i coefficienti di dose per ingestione e inalazione per la popolazione, suddivisi per classi di età. Pertanto, nel 1996, in occasione del decennale dell'incidente, le stime di dose furono ripetute (Rogani e Tabet, 1997; Fabbri et al., 1997) e risultarono in ragionevole accordo con le precedenti.

Infine, dopo la pubblicazione da parte dell'ICRP della Pubblicazione 88 nel 2002 (ICRP, 2002), queste valutazioni furono completate con le dosi equivalenti alla tiroide evitate da embrioni/feti da esposizione acuta delle madri a differenti stadi di gravidanza, come effetto del rispetto delle restrizioni imposte dal Ministro della sanità. Ciò ha permesso un confronto con le stime fatte per le altre classi di età e la conferma che le contromisure scelte erano state efficaci (Risica et al., 2004).

## Nuovi programmi di ricerca nati dopo l'incidente di Chernobyl

Nei primi giorni dopo l'emergenza, gli esperti dell'ISS vennero contattati dall'*Osservatorio epidemiologico della Regione Lazio* per sapere se nel momento in cui il Ministro della sanità proibiva il consumo di latte ai bambini fino a 10 anni e alle donne in gravidanza, le donne che avevano partorito di recente avrebbero potuto o meno continuare ad allattare i loro bambini senza conseguenze per la salute dei bambini stessi. Iniziò, allora, un programma di sorveglianza della contaminazione di questa matrice alimentare in collaborazione con l'Osservatorio sopra citato, che ebbe come logica continuazione una attività di ricerca portata avanti dall'allora Laboratorio di Fisica dell'ISS (v. ad es. Campos Venuti et al., 1991, Risica et al., 1992, Risica et al., 1997), che recentemente, a distanza di tanti anni, ha avuto degli ulteriori sviluppi (Giussani et al., 2009, Giussani e Risica, 2012, Risica e Giussani, 2011).

Sin dalle prime misure, apparve chiaro, comunque, che, fortunatamente, le concentrazioni di radionuclidi nel latte materno erano estremamente basse (Bertollini et al., 1987).

## Conclusioni

Nel lavoro sopra citato (Campos Venuti et al, 1997) furono tratte alcune conclusioni sulla gestione dell'emergenza dieci anni dopo l'incidente. A quelle ci si riallaccia per trarre qualche conclusione ulteriore dopo altri 15 anni.

A livello italiano si può dire che alcune delle carenze presenti ancora nel 1997 sono state sanate. Attualmente è in funzione una rete di allerta nazionale, costituita da rivelatori sensibili (Zeppa, 2007), che in occasione dell'incidente alla Centrale di Fukushima (Giappone) ha permesso di avere in tempo reale la situazione radiologica del nostro Paese. Il Piano nazionale di emergenza, più volte aggiornato, è stato pubblicato recentemente sulla Gazzetta Ufficiale (Presidenza Consiglio Ministri, 2010), assumendo quindi un rilievo significativo. Il *Centro di Elaborazione e Valutazione Dati* - struttura tecnica che opera a supporto del Ministro per la Protezione Civile in caso di emergenza radiologica istituito dal Decreto legislativo 230/95 (DLgs, 1995) - ha recentemente pubblicato un manuale molto dettagliato delle procedure e metodi da utilizzare in caso di emergenza (CEVaD, 2010). Viceversa, nonostante gli obblighi riportati negli artt. 129-131 del Decreto legislativo 230/95 - che su questo argomento recepiva la Direttiva sull'informazione della popolazione in caso di emergenza radioattiva (CCE, 1989) - piani nazionali affidabili di informazione del pubblico, preventivi ed in caso di emergenza, non sono stati tuttora elaborati e le conseguenze si sono viste nell'allarme creato recentemente nell'opinione pubblica a seguito dell'incidente alla centrale nucleare di Fukushima.

A livello internazionale, dall'evento *Fukushima* si possono trarre due conclusioni. Innanzitutto la necessità di prendere in considerazione la possibilità che si verifichino incidenti fuori dal territorio comunitario, con problemi di importazione nella UE non solo di cibi ma anche di altri beni contaminati. In secondo luogo si è avuta la conferma che l'informazione del pubblico e dei politici in caso di emergenza nucleare è tuttora un problema aperto e difficilmente gestibile. Comunque, dopo l'incidente di Fukushima, se si rilegge una delle riflessioni riportate nell'articolo del 1997 (Campos Venuti et al, 1997), si rimane colpiti per la sua attualità "A più di dieci anni dall'incidente di Chernobyl il quesito che molti si pongono, fuori e dentro l'ambiente scientifico, è il seguente: quali garanzie si hanno che incidenti di gravità paragonabile a quello di Chernobyl non possano ripetersi in altri reattori della stessa o di altre filiere? Quali impegni tecnici e finanziari sono stati assunti, in particolare da parte dei paesi più industrializzati, per garantire le popolazioni che tale rischio sia stato affrontato, migliorando le salvaguardie e chiudendo gli impianti ormai obsoleti?".

## Bibliografia

- Belli, M., Bertocchi, A., Campos Venuti, G., Frullani, S., Garibaldi, F., Girolami, B., Grandolfo, M., Grisanti, G., Mazzei, M., Onori, S., Risica, S., Rogani, A., Simula, S., Tabet, E., Tabocchini, M.A., Vecchia, P. *Il rischio ambientale nella produzione di energia: risultati sperimentali, calcoli e riflessioni dopo Chernobyl*. S.Risica (ed.) Ann.Ist.Super.Sanità, **23**, 2:177-522, 1987.  
<http://www.iss.it/anna/rivi/cont.php?id=1856&lang=2&tipo=16&publ=3>
- Bertollini R., Campos Venuti G., Di Lallo D., Perucci C.A., Risica S., Simula S.(1987). *Radioactivity in breast milk in Central Italy in the aftermath of Chernobyl*. Acta Paediatrica Scandinavica **76**: 530-531.
- Campos Venuti G., Risica S., Rogani A., Tabet E. (1997). *Incidente di Chernobyl: gestione dell'emergenza in Italia e in altri paesi europei*. Ann. Ist. Super. Sanità **33**(4), pp.519-530.  
[http://www.iss.it/binary/publ/cont/Pag519\\_530Vol33N41997.pdf](http://www.iss.it/binary/publ/cont/Pag519_530Vol33N41997.pdf).
- Campos Venuti, G., Risica, S., Rogani, A. (1991). Radioactive caesium contamination in human milk in Italy after the Chernobyl accident. Radiat. Prot. Dosim. **37**(1), 43-49.
- CCE (1989). Direttiva 89/618/Euratom del Consiglio, del 27 novembre 1989, concernente l'informazione della popolazione sui provvedimenti di protezione sanitaria applicabili e sul comportamento da adottare in caso di emergenza radioattiva. *Gazzetta ufficiale n. L 357 del 07/12/1989 p. 0031*.
- CEVaD (2010). Centro di Elaborazione e Valutazione Dati. Emergenze nucleari e radiologiche. Manuale per le valutazioni dosimetriche e le misure ambientali. Documento ISPRA, Manuali e linee guida 57/2010, Roma.
- DLgs (1995). Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n.230, Attuazione delle direttive Euratom 80/836, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti, Supplemento ordinario alla GURI n.136 del 13 giugno 1995.
- Fabbri S., Rogani A. Sogni R., Tabet E., Tarroni G. (1997). *The impact of the Chernobyl accident on the Italian population: a reassessment*. In: Proceedings of the International Conference held in Vienna, *One decade after Chernobyl: summing up the consequences of the accident*, 8-12 April 1996. IAEA-TECDOC-964, Vienna, Vol.1:188-196.
- Giussani A., Grisanti G. e Risica, S. (2009). *Il trasferimento del cesio dall'alimentazione della madre al suo latte: applicazione del modello ICRP*. In: Atti del XXXIV Congresso Nazionale di Radioprotezione (AIRP), Frascati, 28-30 ottobre 2009. ISBN 978-88-88648-10-1.
- Giussani A., Risica, S. (2012). *Validation of the ICRP model for caesium intake by lactating mothers with Italian data after the Chernobyl fallout*, Environment International **39**, 122-7.
- ICRP (1979). International Commission on Radiological Protection, Publication 30. *Limits of Intakes of Radionuclides by Workers*. Part.1, Ann. ICRP **2** (3-4). Elsevier, Oxford.
- ICRP (2002). International Commission on Radiological Protection, Publication 88: *Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother*. Annals of the ICRP **31**(1-3). Elsevier, Oxford.
- NRPB (1986). National Radiological Protection Board, *Derived Emergency Reference Levels for the Introduction of Countermeasures in the Early to Intermediate Phases of Emergencies Involving the Release of Radioactive Materials to Atmosphere*. NRPB DL10, Chilton, Didcot.
- Presidenza del Consiglio dei Ministri (2010). Dipartimento di Protezione Civile. *Piano Nazionale delle misure protettive contro le emergenze radiologiche*. DPCM 19 marzo 2010. *Gazzetta ufficiale* 24 maggio 2010, n.119.
- Risica S., Campos Venuti, G., Rogani, A., Baronciani, D., Petrone, M. (1992). *Caesium contamination in human milk and transfer factor from diet*. Analyst **117**, 511-4.
- Risica S., Giussani A. (2011). *Studi sulla biocinetica di <sup>137</sup>Cs in madri in allattamento evidenziano*

*differenze nella biodisponibilità di <sup>137</sup>Cs da diverse tipologie di alimenti e interazioni con il metabolismo del potassio.* In: Atti del Convegno Nazionale di Radioprotezione (AIRP), Reggio Calabria 12-14 ottobre 2011, ISBN 978-88-88648-29-3, pp.180-190.

- Risica S., Rogani A., Tabet E. (2004). *Prenatal Exposures Avoided in Italy in the Aftermath of the Chernobyl Accident.* In: *Proceedings of the 11th International Congress of the International Radiation Protection Association.* Madrid, 23-28 May 2004, 7 p. (CD Rom).
- Risica S., Rogani, A., Tancredi, F., Grisanti, A., Grisanti, G., Baronciani, D., Del Prete, A., Zanini, R. (1997). *Caesium transfer to placenta, urine and human milk.* In: *Proceedings of the IAEA International Conference One decade After Chernobyl: Summing up the consequences of the accident.* IAEA-TECDOC-964, Vienna, Vol.2: 215-220.
- Rogani A., Tabet E. (1997). *Incidente di Chernobyl: valutazioni delle dosi in Italia e in Europa.* Ann. Ist. Super. Sanità **33**(4), pp.511-517.  
[http://www.iss.it/binary/publ/cont/Pag511\\_517Vol33N41997.pdf](http://www.iss.it/binary/publ/cont/Pag511_517Vol33N41997.pdf).
- Zeppa P. (2007). *Le reti di allarme radiologico in Italia.* ARPA, Rivista dell'ARPA, Agenzia Regionale prevenzione ambiente dell'Emilia Romagna. **3** p.19.  
[http://www.arpa.emr.it/documenti/arparivista/pdf2007n3/ZeppaAR3\\_07.pdf](http://www.arpa.emr.it/documenti/arparivista/pdf2007n3/ZeppaAR3_07.pdf).





# Long-term health effects of the Chernobyl accident

*Ausrele Kesminiene*

International Agency for Research on Cancer, Lyon, France

The world's largest in terms of the released radioactive isotopes and in terms of affected populations accident in the nuclear industry history occurred on April 26, 1986, at the Chernobyl nuclear power plant (NPP) located in the far north of Ukraine.

Among the general population exposed to fallout from the Chernobyl accident, the main health consequence of radiation exposure demonstrated to date is an increased risk of thyroid cancer following exposure in childhood and adolescence. Studies have shown that exposed children carry their risk of developing thyroid cancer into adult life. The increased incidence continues to occur. Research on the outbreak of childhood thyroid cancer has been intensive, while claims about possible effects on adult thyroid gland were less explored.

There have been reports of an increase in the incidence of childhood leukaemia in those exposed after Chernobyl but this is disputed for the following reasons: very small numbers of cases included in each study, lack of individual doses and methodological limitations.

Findings on an association between ionising radiation and chronic non-lymphocytic and chronic lymphocytic leukaemia in the studies on Chernobyl liquidators (clean-up workers) require additional investigations on the magnitude of risk of haematological malignancies in liquidators.

Some early indications of potential increases in cardiovascular disease have been shown among Chernobyl liquidators; however, further research is also needed to overcome limitations of the current studies. Indications of increases in incidence of cataracts among Chernobyl liquidators have been claimed. The threshold for induction of cataracts, if any, may be lower than previously considered.

Increases in other diseases than thyroid cancer, possibly related to Chernobyl, have not yet been clearly demonstrated in the general population but it does not mean that no increase has occurred or will occur in the future. Many of the studies conducted to date provide little information about radiation risks because of a number of methodological limitations. Further, based on the experience of other populations exposed to ionising radiation, radiation-related diseases continue to occur decades after exposure while most of the findings in populations exposed to Chernobyl fall-out published up to now are based on 20 or less years follow-up. If no efforts are made to establish long-term systematic follow-up of major groups of exposed individuals, namely liquidators, evacuees, individuals exposed under of 18, including those who were in utero, and their offspring, unique and scientifically valuable information will be lost irretrievably.

Even 25 years after the accident much can be learned. The recent accident at Fukushima NPP in Japan endorses the importance that research into the health consequences of Chernobyl receives long term support.



# Environmental consequences of the Chernobyl accident

*Jim Smith*

University of Portsmouth, UK

Extremely high levels of radioactivity deposited during and shortly after the Chernobyl accident damaged the ecosystem in parts of the 30 km Exclusion Zone. In area of approximately 4 km<sup>2</sup> (the "Red Forest"), pine trees were killed shortly after the accident and serious damage to trees was observed over a much larger area (several tens of km<sup>2</sup>). Though the direct evidence of fatalities in animals after the accident is sparse, it is likely that in the most highly contaminated areas fatalities occurred both through the direct effects of radiation and through damage to habitats. Though, in some areas, short-term impacts on wildlife were severe, there is no clear evidence that radiation from Chernobyl has significantly affected animals and plants in the long term.

Twenty-five years after the accident there is some (often contradictory) evidence of continuing radiation damage to organisms, but this appears to be relatively minor (although also poorly understood). On a macro-ecological (i.e. large-) scale, however, there have been reports of a dramatic increase in populations of wild mammals and bird species living in the abandoned lands. In assessing the ecological consequences of the Chernobyl accident, the negative impact of radiation on the environment must be weighed against the positive impact the removal of humans from the area has had on wildlife habitats.

The reports of a dramatic wildlife recovery at Chernobyl have been questioned by recent work showing apparently dramatic population level effects of radiation even (in terms of deterministic effects on animals) at very low dose rates. Some of this work has been criticised by this author (J.T. Smith) for poor dosimetry, misleading descriptions of sample sites, and failure to account for key differences between contaminated and control sites. This presentation will critically discuss the evidence concerning the effects of chronic, low dose radiation on wildlife at Chernobyl.



# Atmospheric circulation and radioactivity: global development of a local occurrence

Arturo Pucillo

OSMER – ARPA FVG  
Via Oberdan 18 – 33040 Visco (UD)

## Abstract

The recent catastrophic seismic event and consequent tsunami in north-eastern Japan produced remarkable damages to the nuclear plants in several Japanese administrative districts. Media widely reported the displacement of the “radioactive cloud” from Eastern Asia to USA and then to Europe, here without showing effective concentrations of radionuclides at the Earth surface. Nevertheless the topic of the interaction between dangerous radionuclides release in atmosphere and tropospheric circulation has again become intriguing for the nuclear energy decision-makers and common people perspectives, as was at Chernobyl's age. A brief review of the main forcing that produce the displacement of a hypothetical radionuclide released in a location and subjected to several local-to-global scale meteorological displacements is here treated, underlining some rules and mechanisms of atmospheric circulation. In particular, some details over the global western circulation that affects midlatitudes are provided, together with the main concepts concerning the dynamical lift-and-sink of air masses. Local effects in vertical transfer of air from the Earth surface to the free atmosphere through the Planetary Boundary Layer are briefly explained. Eventually, an historical review of the meteorological frame that has been observed near Chernobyl and Fukushima events is proposed as an example of meteorology rule on radionuclides displacement.

## Introduction

The kick-off for a speculative analysis of the meteorological aspect of atmospheric anthropogenic radioactivity could be offered by the concept of “Glocalization”. Zygmunt Bauman, a Polish sociologist, who theorized such concept, used to say that it is “the creation or distribution of products and services designed for a global market or international law, but modified according to the laws or the local cultures”. An intuitive equation may compare the “creation” to the nuclear plant fallout, the “distribution” to the displacement of the radionuclides, and the “local modification” to the mesoscale tropospheric motions such the rain that drives to the deposition.

## Global circulation

The global displacement of radionuclides has its roots in the global atmospheric circulation laws. Meteorology is driven by two well known forcing actors: the solar radiation (direct forcing) and the rotation of the earth (apparent forcing).

The resulting circulation pattern can be polarized into vertical and horizontal plane. Vertical plane shows the famous “Hadley cell” circulation (fig.1, the Northern Hemisphere), that describes sink-and-rise annular circulation symmetrically distributed between equator and tropics and between Poles and Polar Circles. Horizontal plane shows some peculiar circulation patterns, as the trade winds and the westerlies (fig. 2). The latter, typical of midlatitudes, are due to the competitive action of pressure gradient and Coriolis term (apparent force) which together

Figure 1. Hadley cells in the Northern Hemisphere.

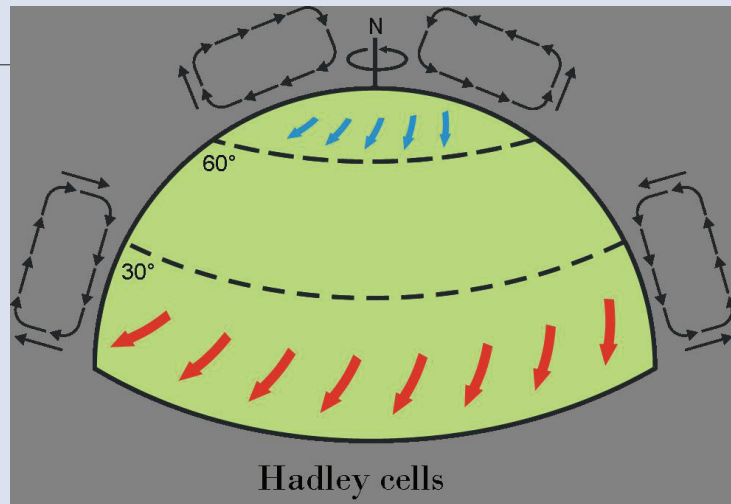
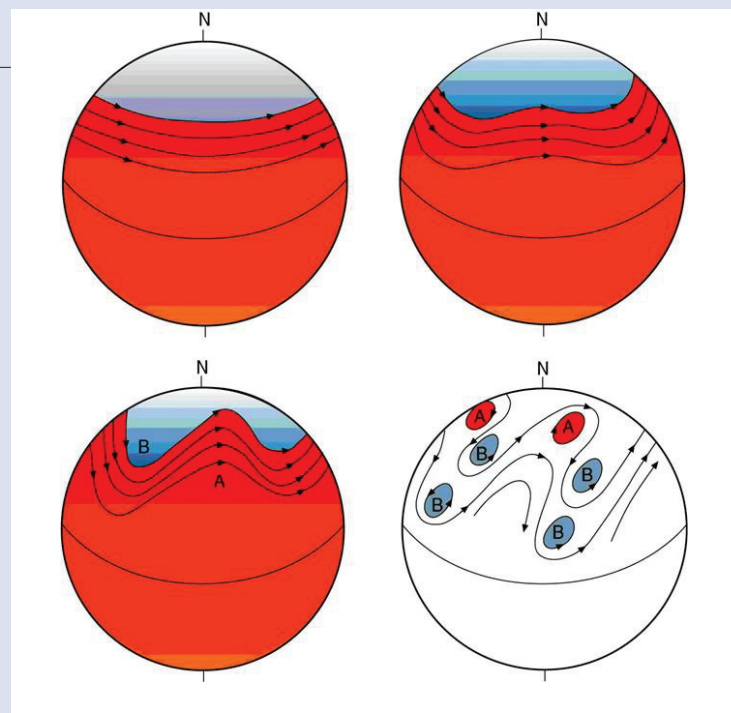


Figure 2. Westerlies and Rossby waves.



determine the *geostrophic approximation* of the equation of motion: the resulting winds blow aloft, far from the earth surface drag. One of the physical quantities that characterize the motion of a fluid is the *vorticity*, intended as the spinning property of the fluid when in motion:

$$\bar{\omega} = \nabla \times \bar{U} \quad (1)$$

where  $\bar{U}$  is the velocity field.

In the atmosphere we can recognize two vorticity components: the *planetary* vorticity, that is simply the Coriolis parameter, depending on the latitude according to a sinusoidal function, and the *relative* vorticity, that is the local component of the vorticity. Together they form the *absolute* vorticity  $\bar{\omega}$ .

Carl-Gustaf Arvid Rossby, a Swedish physicist of first half of XX sec., observed some synoptic scale wave patterns in the atmosphere and described them in terms of absolute vorticity conservation: as an immediate consequence, they are strictly related to the Coriolis variation along the latitude (more details in Holton, 1994).

These Rossby waves, a tribute to their first observer, are so oscillating around an equilibrium position: if we consider, for example in the Northern Hemisphere, an air mass near the tropic curving poleward, it carries a certain value of relative vorticity that tends to diminish as the latitude increases, whereas the planetary vorticity increases, given that the absolute vorticity conservation claims its constraints on the overall balance. When the relative vorticity advection prevails the wave tends to move eastward (progressive wave) while when the planetary vorticity advection prevails the wave moves westward (retrogressive wave). Moreover, in principle short waves are progressive while long waves are retrogressive (for the most part). Positive maxima in relative vorticity are associated to cyclonic disturbances: for certain values of wavelength and vorticity the cut-off of a closed circulation spinning off from an open trough can occur (cyclogenesis). Such a mechanism provides long distance displacement of air and, eventually, of the radionuclides.

## Local circulation

If we look down from high troposphere towards the surface, we encounter pretty different physical behaviours, which are strongly affected by air-surface interactions: drag, energy unbalances, shallow and deep instability, etc: the Planetary Boundary Layer (PBL).

The PBL is a portion of troposphere characterized by maximum drag at the bottom and free slip at the top; eddy-driven energy exchange; 30m-3km vertical extension; different entrainment layers at the interface with the free atmosphere (fig. 3). The PBL is the site where most effective vertical motions occur: rain, snow, ascending thermal bubbles or plumes, downdraft spreading off a thunderstorm, etc. The conjunction point between the global displacement and the local deposition of radionuclides is the frontogenesis, a synoptically driven occurrence, and the related convection, or more in general precipitation formation, a local (mesoscale) occurrence. In the frame of global circulation, the occurrence of baroclinic instability (a misalignment of density and pressure gradients due to thermal (and moisture) unbalances in the horizontal energy distribution) determines some ageostrophic motions which escape from the geostrophic approximations: the consequent motions involve diabatic interactions, latent heat consumption/release and eventually precipitation. So if a radionuclides cloud is produced by a nuclear plant, removed and diffused into the troposphere by PBL mechanisms (breezes, mesoscale winds, shallow convection, thermal bubbles, etc.), captured and displaced far away by geostrophic circulation aloft (Rossby waves) and then lowered and deposited on the Earth surface by precipitation, the “glocal” history of the radioactivity spreading is explained.

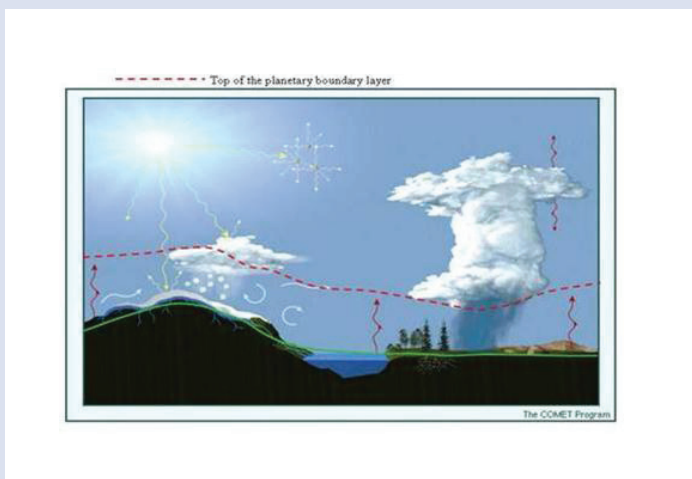


Figure 3. Schematization of the PBL interactions.

## Some examples

Let us face a brief analysis of two famous occurrences: the Chernobyl and Fukushima fallouts, examples of opposite global circulation patterns.

### *Fukushima, 11 March 2011*

The analysis of geopotential height and wind streamlines map centered 2 weeks after the accident (fig. 4) shows a pretty zonal pattern of the 500 hPa currents, characterized by several low amplitude Rossby waves and short waves embedded: such a configuration should in principle bring to eastward motion of the waves and the air mass (as in fig. 5 where the trajectory of an hypothetical radionuclides pool is reported).

### *Chernobyl, 26 April 1986*

A different pattern has been observed at the time of Chernobyl disaster, where a stationary Rossby wave, with westward air mass motion (fig. 6), drove currents from Eastern Europe towards Northern Europe and Alpine-Mediterranean Region. This is a case of high amplitude long lasting Rossby wave that allowed radionuclides diffusion into Europe. A subsequent Atlantic trough that followed the breakdown of such wave determined the precipitation which caused the deposition of the radioactive particles on the surface (fig. 7).

## Predictability and forecasting

The non linear behaviour of the atmospheric dynamic reduces the predictability of an occurrence, reasonably acceptable only for a time range shorter than 3-5 days; this limitation has been partially overcome assuming a stochastic approach to the forecast of the future state of the atmosphere. It means the implementation of the technique of the "probabilistic ensemble" (Molteni et al., 1996), that is the use of several repeated runs of a deterministic

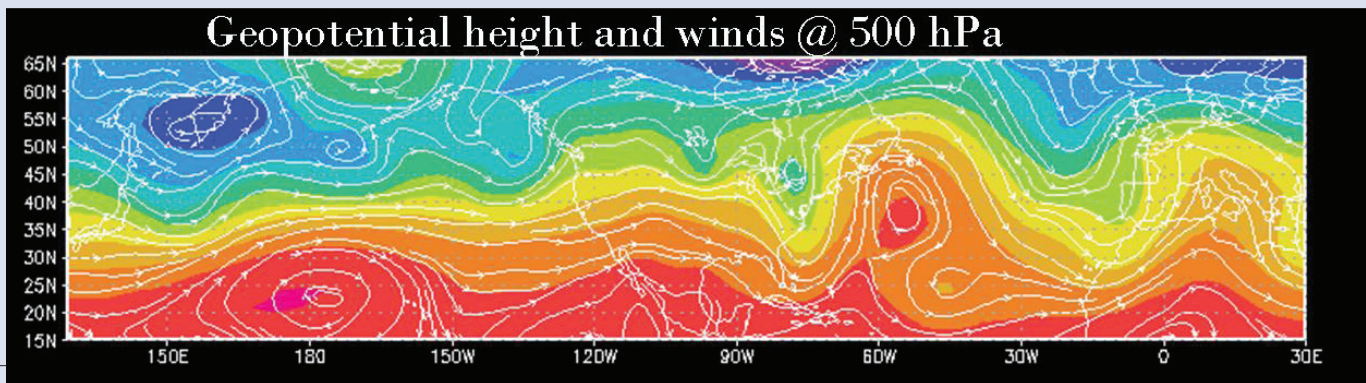
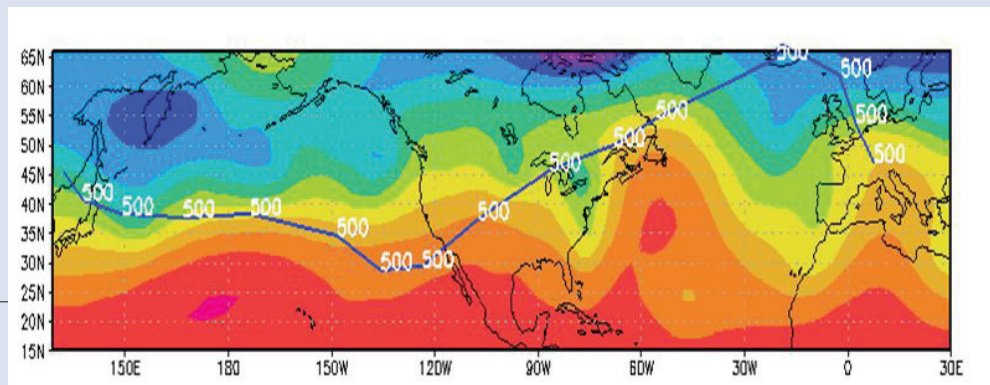


Figure 4. Geopotential height (in shaded colours) and wind streamlines at the 500 hPa isobaric level.

Figure 5. Radionuclides track along the 500 hPa isobaric surface.





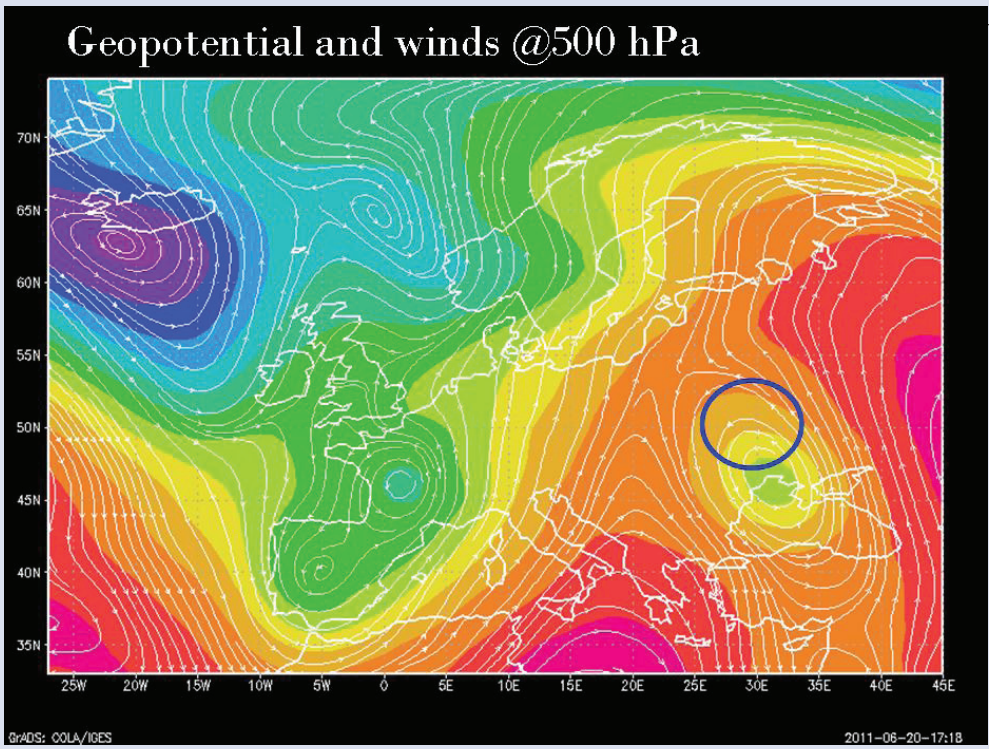


Figure 6. Geopotential height (in shaded colours) and wind streamlines at the 500 hPa isobaric level.

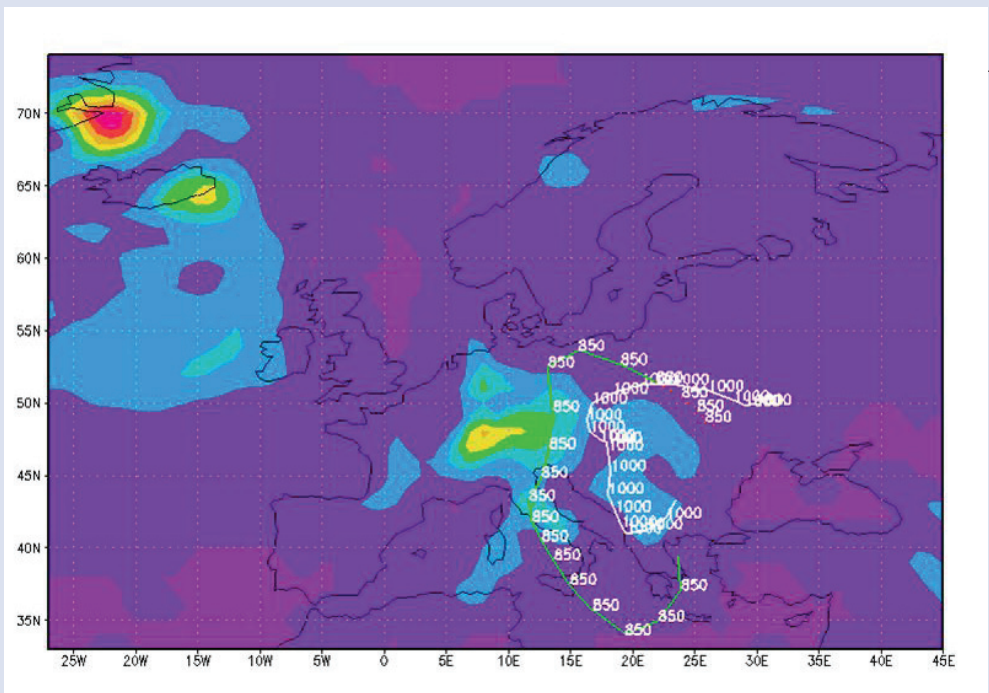


Figure 7. Trajectory of a radionuclide at different isobaric level and rainfall at surface forecasted in the last time step.

atmospheric model given the algorithmic variation of the initial and boundary conditions, or the different parameterizations of the model structure (i.e. microphysics, convection, etc.). In this manner the space of the possible future solutions of the dynamic system is in principle represented, and it can be explored in a probabilistic sense: clusterization of the different solutions (members of the ensemble) and statistical post-elaboration (mean, std. dev., spread, probability of threshold overcoming, etc.) offer an interpretation closer to the truth than the deterministic approach. So, whereas the local set of occurrences which remove the radionuclides from a location and spread off them into the free atmosphere is still reasonably

Figure 8. Hypothetical evolution in the phase space of a non-linear dynamical system.



well described by a deterministic approach, the global circulation and synoptic evolution that displaces them around the world and provides deposition is better faced by the probabilistic approach.

## Conclusions

This brief review of some meteorological mechanisms that allow the long-distance displacement and local deposition of anthropogenic radionuclides reveals how the global circulation has a strong influence on the propagation of radioactivity. Predictability of the evolution is strictly bound to the synoptic

situation, with all its limitations in terms of skilfulness, and can be improved by assuming the probabilistic approach. Local deposition of radionuclides, whose primary source is the precipitation, is more and more complicated by the frontogenetic or convective settlements which characterize the rainfall or snowfall formation, which is a mesoscale occurrence.

- Holton, J.R., 1994. An Introduction to Dynamic Meteorology. Academic press., 511 pp.
- Molteni, F.; Buizza, R.; Palmer, T.N.; Petroliagis, T. (January 1996). "The ECMWF Ensemble Prediction System: Methodology and validation". *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **122** (529): 73–119. Bibcode 1996QJRMS.122...73M. doi:10.1002/qj.49712252905



# European Current Regulations for the Emergency Management

*Helena Janzekovic*

Slovenian Nuclear Safety Administration  
P.O. Box 5759, Železna cesta 16  
SI-1001, Ljubljana, Slovenia  
helena.janzekovic@gov.si

## Abstract

The Chernobyl accident in 1986 triggered a list of initiatives related to early exchange information among countries in case of nuclear accidents as well as a preparation of legislation for actions related to remediation of consequences of such accidents. The international organisations, e.g. IAEA and OECD, as well as national authorities, were involved in the new or updated recommendations or legislations.

In the European Union (EU) the fundamental legal act with binding obligations related to the nuclear field is the EURATOM Treaty from 1957. The Treaty is the basement for European Basic Safety Standards in order to protect workers and the public against dangers arising from ionising radiation. Already at the time of the Chernobyl accident the standards included basic provisions for notification of the accidents involving the exposure of the population. Nevertheless, during and after the accident the EU realised that the provisions were not sufficient. As a result the EU implemented numerous additional acts after the Chernobyl accident. The acts are related to contamination resulted from the accident or to the information exchange which is necessary.

Some of the acts concern the contamination of agriculture products due to the Chernobyl accident, i.e. "post-Chernobyl" regulations. Others are related to future nuclear accidents or any other case of radiological emergency, i.e. "future accident" regulations. These regulations were also used after the Fukushima accident in 2011.

Furthermore, the information exchange within the EU improved after the Chernobyl accident. Already in 1987 the Council Decision 87/600/Euratom was implemented to assure the arrangements for the early exchange of information in the event of a radiological emergency. A 24 - hour Commission service, i.e. ECURIE, was put in place as well as corresponding services of the Member States. Furthermore, the Council Directive 89/618/Euratom was prepared in order to provide the general public information related to an event of radiological emergency. The emergency preparedness detailed provisions also became an integral part of other directives, e.g. 96/29/Euratom, 2003/122/Euratom. Furthermore, numerous programmes regarding emergency preparedness took place mainly within the research framework programme of the EU. Nevertheless, the Fukushima accident provided additional insights on effectiveness as well as on needs of international cooperation during and after a nuclear or radiological accident.

## Introduction

The Chernobyl accident in Ukraine, at that time the Ukrainian SSR, that occurred in April 1986, resulted in the complex legacy. Many aspects of such accident were not foreseen. The legacy of the Chernobyl accident is still a subject of intensive studies as given in the Annex D of the UNSCEAR 2008 report published in 2011. Taking into account the data published there the accident on the Chernobyl NPP Unit 4 is related to around 50 deaths till 2011 due to workers' direct involvement in the accident or in recovery operations. In addition, around 6000 thyroid

child cancers were diagnosed. In 2005 the international organisations, i.e. WHO and IAEA, estimated that around 4000 people would die due to cancer caused by discharges from the Chernobyl accident. The accident also resulted in contamination of land, especially on the territory of Ukraine, Belarus and Russia. Owing to today's scientific and technical development, some parts of that area will have restricted use for more than ten thousand years. As a result around 0.5 million of people were resettled in the years that followed.

The Chernobyl accident initiated a set of programmes including the preparation of legislation related to a nuclear accident in the European Union (EU) and elsewhere. It showed that the nuclear accident requires emergency preparedness and countermeasures not only at a site of the nuclear facility or its vicinity, e.g. nearby fields, villages and towns, but at geographically much wider areas, e.g. within the whole state, where accident took place. Moreover, it demonstrated that emergency preparedness and countermeasures should be in place in other states, some of them thousands kilometres away from a nuclear facility, where an accident took place. The accident also showed that without international cooperation and harmonisation of countermeasures in all phases of such an accident countermeasures are not effective as expected or required.

The Chernobyl accident impact on nuclear industry lasted more than two decades. Especially, the nuclear energy sector was tackled, i.e. some nuclear countries decided not to build new nuclear power plants (NPPs), e.g. Sweden, some decided to stop operating them, e.g. Italy and some abandoned programmes related to a built of an NPP, e.g. Poland. Moreover, nuclear research areas did not develop as foreseen, e.g. some countries reoriented nuclear research institutes to other research fields, and substantial lack of progress in some areas of the nuclear field can be observed, e.g. in radioactive waste management. Nevertheless, in general the countries far from the site of the Chernobyl accident, e.g. Japan, never stopped developing their own nuclear programme.

## European Union before the Chernobyl accident

When the Chernobyl accident occurred the EU already established the main EU pillar regarding nuclear and radiation safety, i.e. the EURATOM Treaty. The treaty was signed in Rome in 1957. Even though the treaty was prepared when the nuclear energy sector was in progress and even though the EU at that time was much smaller than today, the text of the treaty is nearly the same as in 1957 [1]. The treaty established the European Atomic Energy Community (EURATOM). The main tasks of the EURATOM include:

1. promotion of research and assurance of dissemination of technical knowledge,
2. establishment of uniform safety standards to protect the health of workers and the general public and assurance that the standards are applied,
3. facilitation of investment and assurance of business initiatives in the nuclear field,
4. assurance that all users in the EU receive a regular and equitable supply of relevant nuclear materials,
5. assuring that civil nuclear materials are not diverted to other (particularly military) purposes and,
6. fostering progress in the peaceful uses of nuclear energy by cooperation with international organizations as well as with other countries.

In the same year when the EURATOM was established, another international organisation concerning peaceful use of nuclear energy was founded, namely the IAEA. At that time the international community expected that other NPPs would follow the launching of the first NPP,

i.e. Obninsk NPP in Russia, which started to operate in 1954. In 1957, two nuclear accidents occurred, i.e. the Kyshtym accident classified as level 6 on the INES scale and the Windscale Pile accident classified as level 5 on the INES scale. The accidents did not impact the nuclear field as much as the Chernobyl accident partly because they were less severe as the Chernobyl accident classified as level 7 on the INES scale and partly because the countermeasures were mainly handled only by the countries, where the accident occurred, i.e. USSR and United Kingdom. At that time the detection capabilities in the countries outside the countries mentioned did not allow identification of such events in a due time.

Although the EURATOM focused on the establishment of uniform safety standards to protect the health of workers and the general public and although the European Basic Safety Standards (BSS), i.e. 80/836/Euratom and 84/467/Euratom, were published at the time of the Chernobyl accident, the accident required additional immediate international actions. Namely, the BSS tackle accidents, the so-called “accidental and emergency exposures of workers” as well as intervention levels and resources. Furthermore, the standards are very specific regarding resources, namely they require personnel and equipment to enable action to be taken to safeguard and maintain the health of the population. Nevertheless, the BSS did not tackle in detail three important areas, i.e.

1. informing
2. contamination of foodstuffs
3. preparation for future accidents.

Namely, the releases from the Chernobyl site lasted for about ten days and the information about the start of the accident as well as on details regarding the progress of the nuclear accident were not given in due time. Furthermore, the data exchange within the EU was not done in a systematic way. As a result countermeasures delayed and were not harmonised. The contamination due to Chernobyl releases also posed a significant problem and the control of agriculture products was necessary. The early phases of an accident require immediate actions and lengthy reconciliation of international actions are not appropriate. The necessary countermeasures should be in place immediately and the EU legislation enabling them should be prepared and published in advance, i.e. before a future accident.

## European Union after the Chernobyl accident

The EU used directive and decisions as legal instruments in order to manage informing, contamination of agriculture products due to the Chernobyl accident and emergency preparedness for future accident.

### 1. Informing

The information exchange during and after a nuclear or radiological accident must be effective on a national level, i.e. within a state where an accident take place. In addition, it must be effective on an international level, i.e. among countries or international organisations such as the IAEA. After the Chernobyl accident information exchange on both levels improved.

#### a. National level

The *Council Directive 89/618/Euratom of 27 November 1989 on informing the general public about health protection measures to be applied and steps to be taken in the event of radiological emergency* [2] was prepared. It requires information exchange regarding three groups of people, e.g. so-called “general public likely to be affected”, general public and persons who might be involved in emergency assistance. Furthermore, the *Commission Communication on the implementation of Council Directive 89/618/Euratom (91/C 103/03)* [3] with details regarding information exchange was published in 1991.

Prior detailed information to “the general public likely to be affected” should be given to the public living in the vicinity of sites, where nuclear accident could take place so that such public is informed about the possible consequences of exposure and releases. Among others the information should include basic facts about radioactivity and types of emergencies. Such information should be given not only in case of a scenario, which could result in an accident. It should be given during the normal operation of nuclear facilities or any normal activity, which might cause releases during a nuclear accident.

The general public must be informed in the event of a radiological emergency without delay. The information should contain details such as basic facts of the emergency, steps to be taken, and health protection measures if appropriate.

Information to persons who might be involved in emergency assistance must include adequate and regularly updated information on health their intervention might involve and on the precautionary measures to be taken in such event. This information shall be given during normal operation of facilities and activities, which might cause releases in a nuclear accident. Furthermore, as soon as emergency occurs the information shall be supplemented appropriately.

#### b. International level

In order to establish early exchange of information with the EU the *Council Decision of 14 December 1987 on Community arrangements for the early exchange of information in the event of a radiological emergency* [4] was prepared. This decision was published only one year after the Chernobyl accident showing an urgent need for information exchange in the event of a radiological emergency. The European Community Urgent Radiological Information Exchange (ECURIE) [5], i.e. 24-hour service within the European Commission and 24-hour available contact points in countries, is a network of contact points connected through a computerised system. In case of an emergency the ECURIE messages are available on line. In addition, the European Radiological Data Exchange (Platform EURDEP) was established as a network for the exchange of automatic monitoring data related to radioactivity [6], e.g. dose rates, deposition. The central node of the EURDEP network is the EC DG-JRC in Ispra, Italy.

#### 2. Contamination of foodstuff due to the Chernobyl accident

After the Chernobyl accident a list of regulations related to contamination control was published, i.e. so-called “post-Chernobyl” legislation available on [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/legislation\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/legislation_en.htm). Figure 1 shows the contamination control after the Chernobyl accident at the Chernobyl site and figure 2 surface ground deposition of Cs-137 released in the Chernobyl accident given by the UNSCEAR [7].

Contamination criteria regarding Cs-134 and Cs-137 for products intended for human consumption contain two types of food and two criteria respectively. The criteria for milk, milk products and foodstuffs intended for special feeding of infants during the first four to six months are 370 Bq/kg. The criterion for all other products is 600 Bq/kg. Details are given in the regulations, e.g. communication with the Commission and a list of products not intended





Figure 1. Contamination control after the Chernobyl accident at the Chernobyl site. Photo taken at the Chernobyl Museum, Kyiev (photo H. Janzekovic, 2011).

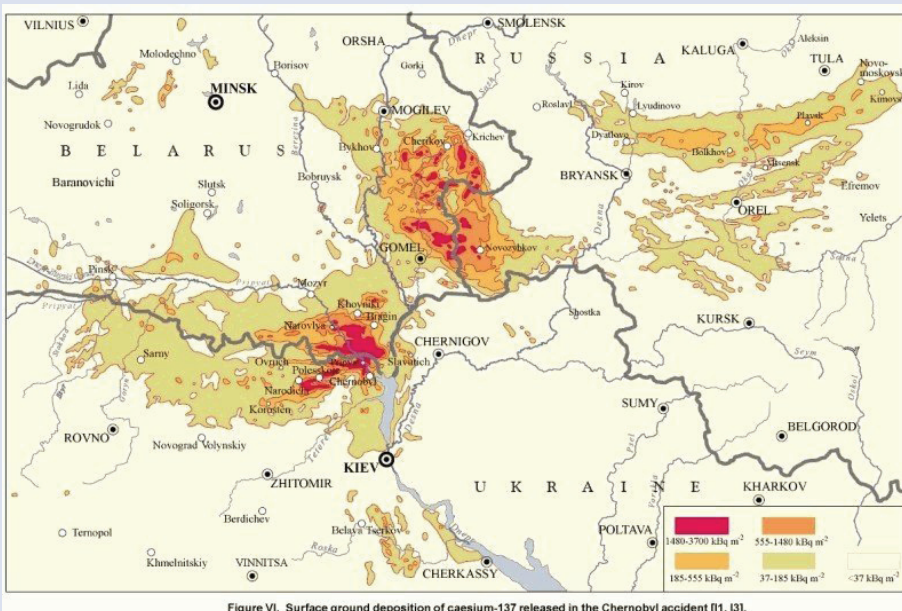


Figure 2. Surface ground deposition of Cs-137 released in the Chernobyl accident given by the UNSCEAR [7].

for human consumption for example racehorses. Today the control of contaminated agriculture products regarding Cs-134 and Cs-137 is still in place and will expire on 31 March 2020 taking into account the Council Regulation 1048/2009 from 2009 [8].

### 3. Preparations for future accidents

After the Chernobyl accident a need for internationally harmonised emergency management for future accidents was evident. Possibility of future nuclear accidents that require immediate and harmonised actions on a level of EU states was assessed. The assessment resulted in future accident legislation so-called “sleeping legislation”, i.e. Council Regulations (Euratom) 3954/87, 944/89, 770/90, 2219/89 available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/legislation\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/legislation_en.htm). The first regulation was published only one year after the Chernobyl accident. The “sleeping legislation” contains maximum levels of radioactive contamination of foodstuffs and of feedingstuffs following a nuclear accident or any other case of a radiological emergency. A list of radioisotopes is given, e.g. isotopes of strontium, iodine

and caesium, alpha-emitting isotopes of plutonium and transplutonium elements. The control takes into account radiotoxicity of typical radionuclides originating from a nuclear accident as well as food intake models for different population groups. The future accident legislation was applied for the first time after the Fukushima accident in 2011.

## Emergency management in the EU 25 years after the Chernobyl accident

Emergency management in a nuclear or radiological accident is a crosscutting issue, Requirements are given not only in the above-mentioned legislation but they are given also in other documents. Today a list of basic directives regarding nuclear and radiation safety includes six directives available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/index_en.htm), i.e.:

1. Directive 89/618/Euratom (Public Information Directive)
2. Directive 90/641/Euratom (Outside Workers Directive)
3. Directive 96/29/Euratom (Basic Safety Standards, EU BSS)
4. Directive 2003/122/Euratom (Control of High-activity Sealed Radioactive Sources and Orphan Sources, EU HASS Directive)
5. Directive 97/43/Euratom (Medical Exposures Directive)
6. Directive 2009/71/Euratom (Nuclear Safety Directive)

Furthermore, since June 2011 the final text of the Waste and Spent Fuel Directive has been under preparation.

In 1996, the BSS applicable during the Chernobyl accident was later replaced by the 96/29/Euratom [9]. Articles 49-53 of that BSS within the Title IX, i.e. *Intervention*, include specific requirements regarding intervention. They can be grouped in five main requirements.

1. Possibility of radiological emergencies should be assessed for practices subjects of system of reporting and authorisation.
2. Spatial and temporary distribution of radioactive substances in possible radiological emergencies should be assessed.
3. Potential exposure should be assessed.
4. Intervention preparation should take place e.g. training.
5. Operational guides for emergency occupational exposure should be established.

The Article 6 of the Nuclear Safety Directive from 2009 also states: "The assessments of the nuclear safety of nuclear installation shall include verification that measures are in place for prevention of accidents and mitigation of consequences of accidents...". In addition, EU HASS Directive from 2003 requires in Article 3: "Member States shall ensure that the authorisation covers requirements for emergency procedures and communication...".

In 2010, a draft of the new EU BSS based on five Euratom directives was prepared [10]. One of the main improvements of the text is related to emergency management giving also specific requirements. A comprehensive system related to emergencies is included. Threat analysis is a fundamental part of the emergency exposure situation management as given in Article 32 of the draft. The cooperation among Member States is also strengthened. Information, training and protection of emergency workers are included in detail.

Beside preparation of emergency legislation the EC is continuously involved in numerous other activities and projects in order to strengthen emergency management in the EU, e.g.:

1. EURANOS - "European approach to nuclear and radiological emergency management and rehabilitation strategies" project within the FP6 available on <http://www.euranos.fzk.de/index.php?action=euranos&title=objectives>,
2. preparation of the TMT handbook – "Handbook for managing of the public in the event of

malevolent use of radiation” prepared in 2009 as a part of the FP6 available on <http://www.tmthandbook.org/>,

3. European Clearing House for NPP Operational Safety Feedback– CEOF established in 2010,
4. preparation of “Medical Effectiveness of Iodine Prophylaxis in a Nuclear Emergency Situation and Overview of European Practices” published in 2010 and
5. ongoing programme DETECT as a part of the FP7 and available on <http://detect.sckcen.be/en/Project%20Summary>.

## The impact of the Fukushima accident

During the Fukushima accident that started on 11 March 2011 the ECURIE system was one of the main channels in order to exchange information within the EU countries. Soon after the Fukushima accident the EC implemented maximum levels for foodstuffs and feedingstuffs already established in future accident legislation mentioned above. It also established a process to control import of food from Japan. Namely, the document *Commission Implementing Regulation (EU) No 297/2011 of 25 March 2011 imposing special conditions governing the import of feed and food origination in or consigned from Japan following the accident at the Fukushima nuclear power station* [11] was published. Legislation was later revised by:

1. Commission Implementing Regulation (EU) No 351/2011, 11 April 2011 with Corrigenda, of 12 April 2011 and
2. Commission Implementing Regulation (EU) No 506/2011, 23 May 2011.

The contamination levels used in Japan after the accident were implemented within the EU where applicable. Reports of measurements of all samples imported from Japan are available on line, i.e. updated on the EC web site, i.e. [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/fukushima\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/fukushima_en.htm). In addition, the EC also recommended the control of contamination of cargo and vehicles that could be a result of releases originating from the Fukushima accident. The ECURIE system was used for the distribution of the recommendation.

The Fukushima accident also initiated the Stress Tests and the way forward with respect to carrying out the comprehensive risk and safety assessments of NPPs, which started in 2011 and which will give additional insights in preparedness regarding beyond design basis accidents in the NPP within the EU. The stress test specifications prepared by WENRA and ENSREG are available on [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/safety/stress\\_tests\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/safety/stress_tests_en.htm).

The analysis of Fukushima accident and international response on it can also give additional insights regarding necessary cooperation in emergency management during and after a nuclear accident.

## Conclusions

Although at the time of the Chernobyl accident the EURATOM Treaty was in force as well as the European BSS in order to protect workers and the general public against dangers arising from ionising radiation, the accident initiated new legislation as well as additional programmes regarding nuclear or radiological accidents. Legislation contained detailed requirements related to the early exchange of information in case of an emergency as well as prior information to different stakeholders in order to assure emergency preparedness in due time. Legislation also focused on the control of contamination of food due to the Chernobyl accident and the control of contamination of foodstuffs and feedingstuffs due to future accidents. In addition, numerous other programmes related to the emergency preparedness field started within the EU.

The Chernobyl accident as well as the Fukushima accident demonstrated that emergency preparedness is a crosscutting issue and special attention must be given to the harmonisation of

all actions of all involved. Namely, management during or after an accident requires cooperation of different institutions, e.g. regulatory authorities within a state, technical support organisations, rescue teams, research institutions, international organisations. Knowledge management should be one of the top priorities, i.e. lessons learned attitude of all involved in actions before, during and after the accident, is fundamental. Furthermore, the international harmonisation of emergency management must be strengthened. The Chernobyl and Fukushima accidents are not only nuclear accidents with long lasting legacy but also an opportunity to obtain lessons learned in emergency management.

- [1] Consolidated Version of the Treaty Establishing the European Atomic Energy Community (2010/C 84/01), available at <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:C:2010:084:0001:0112:EN:PDF>
- [2] Council Directive of 27 November 1989 on informing the general public about health protection measures to be applied and steps to be taken in the event of a radiological emergency (OJ L-357 of 07/12/89) available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/legislation\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/legislation_en.htm)
- [3] Commission Communication on the implementation of Council Directive 89/618/EURATOM (OJ C-103 of 19/04/91) available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/legislation\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/legislation_en.htm)
- [4] Council Decision of 14 December 1987 on Community arrangements for the early exchange of information in the event of a radiological emergency (OJ L-371 of 30/12/87) available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/legislation\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/legislation_en.htm)
- [5] European Community Urgent Radiological Information Exchange (ECURIE) available at <http://rem.jrc.ec.europa.eu/RemWeb/activities/Ecurie.aspx>
- [6] European Radiological Data Exchange Platform (EURDEP) available at <http://rem.jrc.ec.europa.eu/RemWeb/activities/Eurdep.aspx>
- [7] UNSCEAR available at <http://www.unscear.org/unscear/en/chernobyl.html>
- [8] Council Regulation No 1048/2009 of 23 October 2009 amending Regulation (EC) No 733/2008 on the conditions covering imports of agricultural products originating in third countries following the accident of the Chernobyl nuclear power station (OJ L-290 of 06/11/2009) available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/legislation\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/legislation_en.htm)
- [9] Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionising radiation (OJ L-159 of 29/06/1996) available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/radiation\\_protection\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/radiation_protection_en.htm)
- [10] EC, Draft Euratom Basic Safety Standards Directive, Version 24 February 2010, available at [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/doc/art31/2010\\_02\\_24\\_draft\\_euratom\\_basic\\_safety\\_standards\\_directive.pdf](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/doc/art31/2010_02_24_draft_euratom_basic_safety_standards_directive.pdf)
- [11] Commission Implementing Regulation (EU) No 297/2011 of 25 March 2011 imposing special conditions governing the import of feed and food originating in or consigned from Japan following the accident at the Fukushima nuclear power station (OJ L 80/5 of 26/03/2011) available at <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:080:0005:0008:EN:PDF>



# Changes in the biokinetic and dosimetric models for intake of radionuclides

*Augusto Giussani*

BfS – Federal Office for Radiation Protection  
Department Radiation Protection and Health  
Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Oberschleißheim (Germany)

## Abstract

At the time of the Chernobyl reactor accident, biokinetic and dosimetric models of the ICRP were available only for workers (Publication 30 series, issued in 1979 and following years). These models were not considered suitable for members of the public, since they did not take into account the effect of age and sex on the biokinetics of radionuclides and on anatomical and physiological data. The necessity for dose coefficients for members of the public became particularly evident after the accident. Therefore, the ICRP established a Task Group to develop age-dependent dose coefficients for members of the public, leading to a number of documents (ICRP Publications 56, 67, 69, 71, 72) containing age-dependent and in some cases more physiologically realistic biokinetic models for a large number of radionuclides. These publications also took into account the changes in the dosimetric approach introduced in the Recommendations of 1990 (ICRP Publication 60). Moreover, new complex, age- and sex-dependent models of the respiratory tract (HRTM, ICRP Publication 66) and of the alimentary tract (HATM, ICRP Publication 100) were introduced.

Meanwhile, ICRP has issued new Recommendations in 2007 (ICRP Publication 103) and the Task Group INDOS (Internal dosimetry) is currently performing a review of the biokinetic models for the upgrade of the ICRP Publication 30 Series (intended to be issued starting 2013). The changes occurred over the last 25 years in the models used for the description of the biokinetics of incorporated radionuclides and their implications for internal dose assessment are presented and discussed in this paper.

## Internal dosimetry and the system of radiation protection at the time of the Chernobyl reactor accident

The evaluation of dose after incorporation of radionuclides is generally quite complicated, since internal dose cannot be measured, neither directly nor indirectly, and must be calculated using appropriate algorithms. The process of internal dose delivery is in itself complicated. The contamination may generally occur through inhalation, ingestion or absorption through wound. From the respiratory or gastro-intestinal tract the material may be partially or totally absorbed into blood (systemic circulation) and then transported to selected tissues and organs where it is retained with a characteristic biological time before being biochemically transformed, transported to other tissues or eliminated through the urinary or the fecal pathway. These processes are mainly dictated by the chemical properties of the material (speciation). As a consequence of the incorporation, the body contains a number of separate radioactive sources, i.e. each of the organs and tissues where the material is concentrated. They are denoted as source regions. Their activities change with time with specific and sometimes complicated patterns which are combinations of two concurring processes: the physical decay of the radionuclide and the biokinetics of the substance. Depending on its type and energy, the radiation emitted by the radionuclides in one source region can be absorbed locally or

deposited in neighbouring organs and tissues. Corpuscular radiation, such as alpha and beta particles, has generally a very short range in the tissues and is therefore nearly exclusively deposited within the source region where it was emitted. Electromagnetic radiation, on the contrary, can travel much further in the body, releasing dose also to the other organs of the body. The dose delivered to a particular organ or tissue (generally called target region) is therefore the sum of the doses delivered by all source regions.

The algorithm required for internal dose calculation must therefore describe the time-activity curves for each source region and the interaction of the emitted radiation with all potential target regions.

At the time of the Chernobyl accident, in 1986, the system of radioprotection in use in Europe was based on ICRP Publication 26 (ICRP 1977). According to that system, the “dose equivalent”  $H$ , at a point in tissue, was given by the equation

$$H = D \cdot Q \cdot N \quad (1)$$

where  $D$  was the absorbed dose,  $Q$  the quality factor and  $N$  the product of all other modifying factors. In absence of more precise information,  $N$  was set by the Commission equal to 1. The way how to calculate  $H$  after incorporation of radionuclides was described in Part 1 of ICRP Publication 30 (ICRP 1979):

$$H_{50,T} = 1.6 \times 10^{-10} \sum_s \sum_j \left[ U_{s,j} \sum_i SEE(T \leftarrow S)_{ij} \right] \quad (2)$$

$H_{50,T}$  represented the committed dose equivalent to the target organ  $T$ , i.e. the total dose equivalent averaged throughout the organ over the 50 years after intake of the radionuclide(s).  $U_{s,j}$  indicated the number of transformations of the radionuclide  $j$  in the source organ  $S$ , and  $SEE(T \leftarrow S)_{ij}$  (called specific effective energy) the mean absorbed dose to target tissue  $T$  per unit activity in  $S$ . The sums were to be calculated over all  $i$  emissions of all  $j$  incorporated radionuclides and over all source organs  $S$ .

The value of  $U_{s,j}$  could be calculated by integration of  $A_{s,j}(t)$ , the time-activity curve of radionuclide  $j$  in source organ  $S$

$$U_{s,j} = \int_0^{50} A_{s,j}(t) dt \quad (3)$$

Equation (3) assumed that the value of the specific effective energy was independent on time, and therefore could be taken outside the integral.

Some mathematical tools were therefore needed to obtain the expressions for  $A_{s,j}(t)$  and for  $SEE(T \leftarrow S)_{ij}$ . For the time-activity curves, compartmental models that described the absorption and transfer of material between organs and tissues were generally considered. One compartment corresponded to a specific organ, or to a portion thereof, if sufficient information was available for such a fine description. Alternatively, several organs and tissues were lumped into one compartment, if it could be assumed that the behaviour in those organs was similar or if not enough information was available to differentiate between them.

General compartment models for inhalation (lung model) and ingestion (GI-tract model) were presented in Part 1 of ICRP Publication 30 (ICRP 1979). Additionally element-specific systemic models were introduced, to describe the distribution, retention and excretion of the radionuclides after they had entered the systemic circulation (i.e., blood).

Figure 1 gives as an example the GI-tract model, valid for all elements, and Figure 2 the generic



structure of a systemic model. The assumption of first-order kinetics with constant transfer coefficients was generally at the basis of these models. According to this assumption, the amount transferred from a generic compartment **a** to compartment **b** was proportional to the amount present in **a**. Recycling, that is back-and-forth exchange of material between compartments, was not taken into account. Few exceptions to this generic structure of systemic model were made for a limited number of radionuclides. The whole-body retention of the so-called alkaline earths calcium, strontium, barium, and radium was described by a six-parameter function (ICRP 1973). On the other hand, the model for the radionuclides of iodine included recycling, since part of the organic iodine retained in the tissues was assumed to be returned to the transfer compartment as inorganic iodine (ICRP 1979).

The mathematical phantom proposed by Walter Snyder and co-workers in the pamphlet number 5 of the Medical Internal Radiation Dosimetry Group MIRD (Figure 3) was employed for the calculation of the *SEEs*. The organs of this phantom were schematically represented

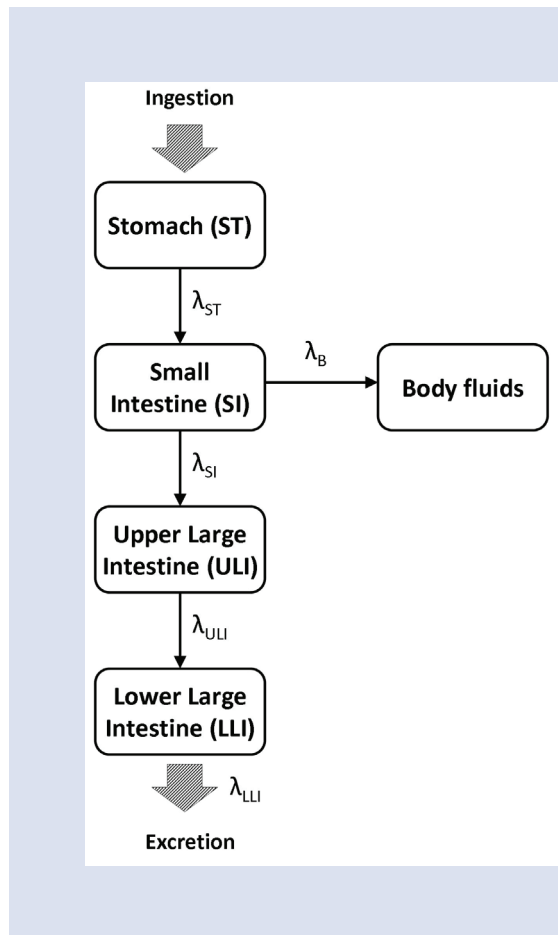


Figure 1. The structure of the GI-tract model presented in ICRP Publication 30 (ICRP 1979).

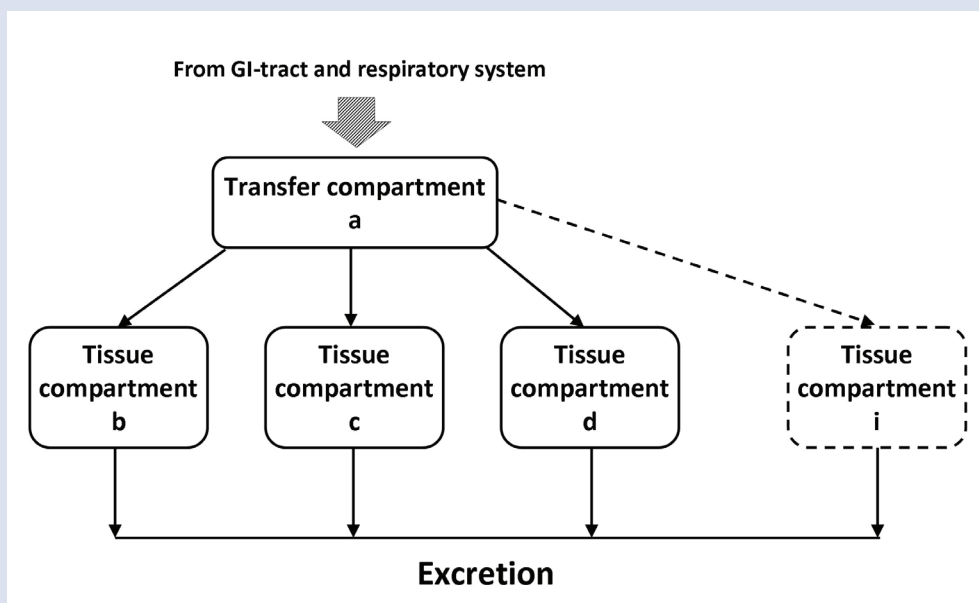
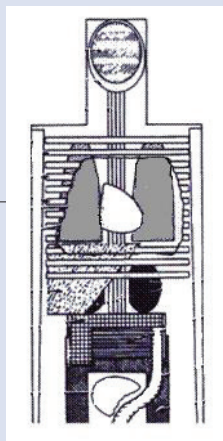


Figure 2. The generic structure of the systemic model presented in ICRP Publication 30 (ICRP 1979).

Figure 3. The mathematical phantom with simple geometrical shapes presented in MIRDPamphlet N.5 (Snyder et.al. 1978).



by geometrical figures that tentatively reproduced the size and position of the organs. Using this simplified geometrical description, the fraction of energy emitted in one source organ  $S$  and deposited in a target organ  $T$  was calculated by means of Monte Carlo techniques for radiations of different types and energies.

The dose coefficients for inhalation and ingestion of radionuclides by workers, calculated by means of the models described above, were presented in several volumes of ICRP Publication 30. When evaluating the simplifications and approximations present in the biokinetic and geometrical models employed, it should be kept in mind that the main purpose of the dosimetric models of ICRP was not to give a precise anatomical and physiological description of the metabolic behaviour of the incorporated radionuclides, rather an estimate of the resulting radiation dose. Additionally, for many

elements no information was available that justified a higher level of details in the models.

### Doses to members of the public

When the Chernobyl accident happened in 1986 and the risk of a large-scale contamination of entire populations became reality, the only dose coefficients available for dose assessments were those of the ICRP 30 series publications. Already before the accident, publications and statements of the Commission (ICRP 1984a, 1984b) had acknowledged that the values recommended in ICRP30 for workers might not be appropriate for members of the public. It was evident that many features considered in the calculations, like metabolism, or organ masses, sizes and position, are age- and sex-dependent. Additionally, the chemical forms considered in ICRP Publication were those that were most likely to be encountered at a place of work, which may be metabolized differently than the compounds of the same radionuclide found in the environment or in food.

The events in the aftermath of the accident clearly confirmed the necessity and the importance of the development of models and of the estimation of dose coefficients specific for the population. In March 1987 a dedicated Task Group was appointed. The first accomplishment of this Task Group was Publication 56 (ICRP 1990). In that volume, six representative ages were defined, for which dose coefficients had to be calculated: 3 months (for babies 0 to 12 months of age), 1 year (1 to 2 years of age), 5 years (2 to 7 years of age), 10 years (7 to 12 years of age), 15 years (12 to 17 years of age) and adult (more than 17 years). The committed dose to members of the public was defined as the dose delivered from the time of intake until the age of 70 years. For adult members of the public, age at exposure was assumed to be 20 years, so that the committed dose was consistent with the one to the exposed workers.

Publication 56 was only the first in a series of ICRP volumes concerned with public exposures. Publications 67, 69, 71, and 72 (ICRP 1992, 1995a, 1995b, 1995c) summarized dose coefficients after inhalation and ingestion, whereas Publication 88 (ICRP 2001) was dedicated to the exposure of embryo and fetus and Publication 95 (ICRP 2004) to the exposure of breast-fed infants.

All these publications were taking into account the novelties introduced by the 1990 Recommendations. Specifically, new tissues (including the urinary bladder and some features of the respiratory and of the gastro-intestinal tracts) had been identified as particularly

radiosensitive and therefore added to the list of target regions for which dose should be explicitly evaluated. These modifications called for a revision of the compartmental models recommended by the Commission to include those tissues and explicitly describe the excretion pathways. Moreover, the trend was towards a greater physiological realism of the proposed structures, also because the computational capabilities, meanwhile, had grown and enabled more complex models to be easily solved. Recycling between compartments was therefore accounted for, as can be seen for instance in the generic structure recommended in ICRP Publication 67 for the so-called alkaline earths, and further for isotopes of lead and uranium (Figure 4).

The trend towards a greater physiological realism can be easily recognised, for example, in the detailed description of the distribution of the activity in the skeleton (specifically, the one shown in Figure 4 was intended to describe the so-called “bone-volume-seeking” radionuclides;

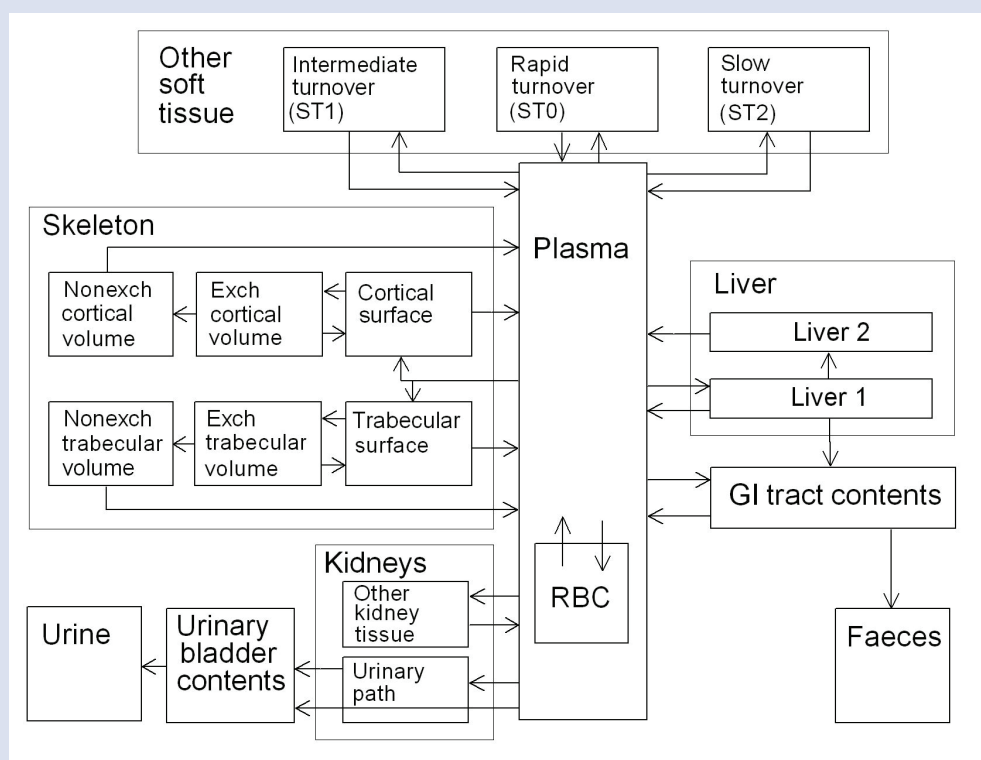


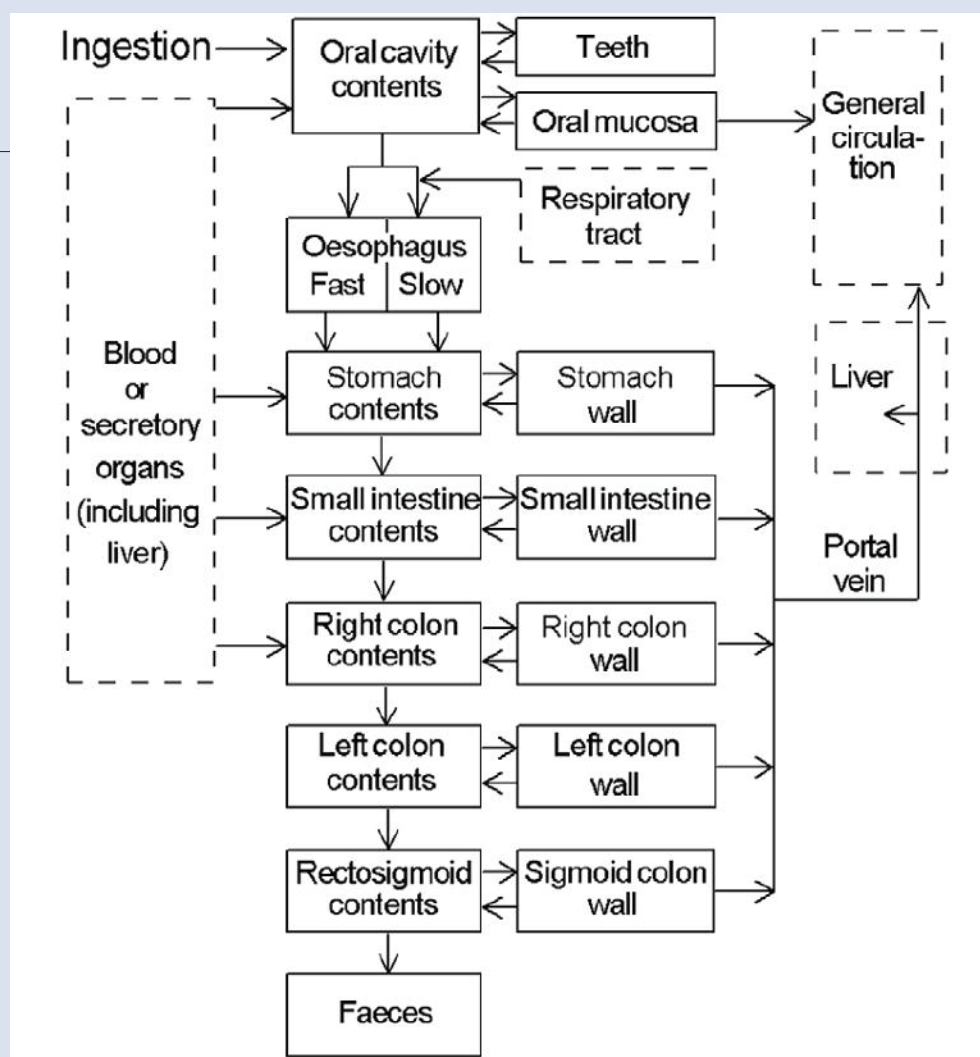
Figure 4. The compartmental structure of the systemic model for radionuclides of the alkaline earths, of lead and of uranium (ICRP 1992).

a slightly different structure was used for those elements which tend to reside at bone surfaces).

Complex models of the Human Respiratory Tract (HRTM), employed for the calculation of the dose coefficients presented in Publication 71 (ICRP 1995b), and of the Human Alimentary Tract (HATM, Figure 5) were presented in Publications 66 (ICRP 1994) and 100 (ICRP 2003), respectively.

The characterization of such complex structures and their reliability implied the availability of information about sex- and age-dependency of the metabolism of the radioactive substances as well as about the variations due to their speciation. Indeed, such detailed information was missing for the majority of radionuclides and of their chemical forms, therefore generic assumptions had to be introduced and often the age- or sex-dependency was simply neglected in the biokinetic models. At least the SEE values for the individuals of various ages were

Figure 5. The compartmental structure of the Human Alimentary Tract Model HATM (ICRP 2003).



computed using the anthropomorphic phantom series of ORNL, based on Snyder's geometrical phantom (Cristy and Eckerman 1987).

A series of human studies conducted with stable or radioactive tracers, part of them co-funded by the European Commission in the frame of the 3rd, 4th and 5th Euratom Framework Programmes (1990-2002), investigated the biokinetics of incorporated elements like iron, calcium, strontium, barium, molybdenum, tellurium, ruthenium, zirconium, neodymium, as well as of transuranic elements. Those studies in part showed significant deviations from the corresponding predictions of the ICRP models, and generally enabled to validate and/or improve the structures proposed for those elements (Giussani 2008, Paquet and Bailey 2003, Paquet 2004, Veronese 2004). Information for other elements could be additionally obtained by similar studies performed in the field of physiology and nutrition.

## Newest developments

In 2007 the Commission has issued new recommendations (ICRP 2007), updating the system of radiation protection and introducing, among other innovations, a new methodology for the calculation of the effective dose that implies different organ dose estimates for males and females. The effective dose is a combination of the sex-averaged organ equivalent

$$E = \sum_T w_T \left[ \frac{H_T^M + H_T^F}{2} \right] \quad (4)$$

where  $w_T$  is the weighting factor associated to target tissue T and the apices M and F indicate the equivalent dose to the male and to the female, respectively.

The task groups INDOS (internal dosimetry) and DOCAL (dose calculation) of ICRP Committee 2 are currently working on the updates of the dose coefficients for incorporation of radionuclides in order to implement the changes introduced by the new recommendations. A series of volumes is planned, which will cover the intakes by the workers (Occupational Intakes of Radionuclides, OIR) and by the members of the population. According to the current schedule, the volumes are due to be issued between 2013 and 2015/16.

The revision of the dose coefficients has been the occasion for the task groups to update the biokinetic and dosimetric models. The HRTM has been revised, taking into account new experimental evidences that have been collected after the publication of Publication 66, and partially simplified, acknowledging the difficulty to characterise in a reliable way the original complex structure. The HATM will be used, instead of the GI-tract model of ICRP Publication 30, for calculating the number of transformations after ingestion of radionuclides and/or transfer to the fecal excretion pathway. For nearly all elements considered, the systemic model will assume complex, recycling structures similar to those applied on a more limited scale in the previous publications (Figure 4), although not so many progresses have been made in the knowledge of the biokinetic behaviours to enable a proper characterization of the structure for all elements of interest. The biggest change, however, will be the use of anthropomorphic computational phantoms (so-called voxel phantoms, Figure 6) for the calculation of the deposition of energy in the target organs. The new phantoms (ICRP 2009), developed on the basis of tomographic medical images of real individuals, provide a much more realistic description of organ sizes and position. This greater realism, combined with a more precise identification of the radiation-sensitive cell layers in the organs and a more correct methodology to calculate energy deposition for non-penetrating radiation, leads to significant



Figure 6. The computational anthropomorphic phantoms (voxel phantoms) of ICRP Publication 110 (ICRP 2009). On the left: adult male; on the right: adult female.

variations for low-energy photons and beta particles as compared to the previous estimates obtained with the mathematical phantoms (Zankl et al., 2010).

## Summary

The evolution of the methodology used for the calculation of doses after ingestion of radionuclides has been described. The enormous evolution of the computational capabilities since the time of the Chernobyl reactor accident enables now the implementation of complex and physiologically more realistic models without great difficulties. The physiological descriptive structures of the current models are a compromise between biological realism and practical considerations regarding the scarcity of information available for the characterisation of the model parameters, at least for a number of radionuclides and of related compounds. It still remains to be ascertained how significant are the improvements introduced by the new developments, when the related uncertainties are taken into consideration.

- Cristy, M., Eckerman, K.F. "Specific absorbed fractions of energy at various ages from internal photon sources." ORNL/TM-8381/V1-7. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, USA, 1987.
- Giussani, A. A recycling systemic model for the biokinetics of molybdenum radionuclides. *Sci. Total Environ.* 404:44-55, 2008.
- ICRP. Publication 20: *Alkaline earth metabolism in adult man*. Pergamon Press, Oxford, UK, 1973.
- ICRP. Publication 23: *Report of the Task Group on Reference Man*. Pergamon Press, Oxford, UK, 1975.
- ICRP. Publication 26: *Recommendations of the ICRP*. Ann. ICRP 1(3), 1977.
- ICRP. Publication 30: *Limits on intakes of radionuclides by workers Part 1*. Ann. ICRP 2 (3-4), 1979.
- ICRP. *Statement of the 1983 Meeting*. In: ICRP Publication 39. Ann. ICRP 14(1), 1984a.
- ICRP. Publication 40: *Protection of the public in the event of major radiation accidents*. Ann. ICRP 14(2), 1984b.
- ICRP. Publication 48: *The metabolism of plutonium and related elements*. Ann. ICRP 16(2-3), 1986.
- ICRP. Publication 56: *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides – Part 1*. Ann. ICRP 20(2), 1990.
- ICRP. Publication 60: *1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Ann. ICRP 21(1-3), 1991.
- ICRP. Publication 67: *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides – Part 2 Ingestion dose coefficients*. Ann. ICRP 22(3-4), 1992.
- ICRP. Publication 66: *Human respiratory tract model for radiological protection*. Ann. ICRP 24 (1-3), 1994.
- ICRP. Publication 69: *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides – Part 3 Ingestion dose coefficients*. Ann. ICRP 25(1), 1995a.
- ICRP. Publication 71: *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides – Part 4 Inhalation dose coefficients*. Ann. ICRP 25(3-4), 1995b.
- ICRP Publication 72: *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides – Part 5 Compilation of inhalation and ingestion dose coefficients*. Ann. ICRP 26(1), 1995c.
- ICRP. Publication 88: *Doses to the embryo and fetus from intakes of radionuclides by the mother*. Ann. ICRP 31(1-3), 2001.
- ICRP. Publication 95: *Doses to infants from ingestion of radionuclides in mothers' milk*. Ann. ICRP 34(3-4), 2004.
- ICRP. Publication 100: *Human alimentary tract model for radiological protection*. Ann. ICRP 36(1-2), 2006.
- ICRP. Publication 103: *The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Ann. ICRP 37 (2-4), 2007.
- ICRP. Publication 110: *Adult reference computational phantoms*. Ann. ICRP 39 (2), 2009.
- Paquet, F. BIODOS – Executive summary of final report - [ftp://ftp.cordis.europa.eu/pub/fp5-euratom/docs/projrep-biodos-exe\\_en.pdf](ftp://ftp.cordis.europa.eu/pub/fp5-euratom/docs/projrep-biodos-exe_en.pdf) 2004.
- Paquet, F., Bailey, M.R. *Scientific basis and development of internal dosimetry models (BIODOS)*. *Radiat. Prot. Dosim.* 105:627-631, 2003.
- Snyder, W.S., Ford, M.R., Warner, G.G. *Estimates of specific absorbed fractions for photon sources uniformly distributed in various organs of a heterogeneous phantom*. MIRD Pamphlet N.5, revised. Society of Nuclear Medicine, New York, USA, 1978.

- Veronese, I., Giussani, A., Cantone, M.C., Birattari, C., Bonardi, M., Groppi, F., Höllriegl, V., Roth, P., Werner, E. *Influence of the chemical form on the plasma clearance of ruthenium in humans.* *Appl. Radiat. Isot.* 60:7-13, 2004.
- Zankl, M., Petoussi-Henss, N., Janzen, T., Uusijärvi, H., Schlattl, H., Li, W.B., Giussani, A., Hoeschen, C. *New calculations for internal dosimetry of beta-emitting radiopharmaceuticals.* *Radiat. Prot. Dosim.* 139:245-249, 2010.



# International data and information exchange systems in Europe in radiological and nuclear emergency situations

*I. Kalkas, M. De Cort and G. de Vries*

European Commission, DG JRC, Institute for TransUranium elements, Ispra, Italy;

The large trans-boundary effects of the radioactive release during the Chernobyl nuclear power plant accident clearly emphasized the need for international data and information exchange. In particular during the early phase of an accident, adequate information must be exchanged as soon as it becomes available and preferably in real-time. Only then the authorities are able to order immediate and appropriate countermeasures.

The Chernobyl accident also taught us that information exchange should be carried out in a harmonised and consistent manner. Notwithstanding that many European countries already had developed automatic monitoring networks and in some cases established bilateral agreements for this kind of information exchange, the size of the accident demonstrated the need to extend such schemes to the continental scale.

It became important to have commonly agreed international data formats and procedures in place, not only to enable information exchange amongst National Authorities, but also to allow them to fulfil their reporting obligations towards relevant international organisations.

Over the past 25 years, the European Commission has invested a lot in improving the rapid exchange of information in the event of a major accident.

For the early phase of emergency response, it has notably focused on the development, implementation and exercising of such systems like ECURIE and EURDEP.

Starting from the legal background, we describe these information systems in detail with an emphasis on their current status, our experience with them and their planned future developments.



# La rete ALMERA della IAEA

*Umberto Sansone\**, *Rosella Rusconi°*, *Maurizio Forte°*

\*Roma, Italia; °ARPA Lombardia, Milano, Italia

L'Agenzia Internazionale per l'Energia Atomica (IAEA) ha la responsabilità programmatica di fornire assistenza ai laboratori degli Stati Membri per assicurare la comparabilità e affidabilità dei risultati analitici.

L'affidabilità e la comparabilità nel tempo dei dati prodotti dai laboratori viene generalmente garantita tramite l'effettuazione di circuiti di interconfronto, in cui vengono utilizzati materiali di riferimento per valutare le prestazioni analitiche dei diversi laboratori ed individuare eventuali scostamenti tra valori misurati e valori di riferimento. La partecipazione alle riunioni di discussione tecnica tra i partecipanti ai circuiti di interconfronto consente inoltre ai diversi laboratori di predisporre, dove necessario, le opportune azioni correttive.

In questo quadro, le attività della IAEA sono anche indirizzate al mantenimento di sistemi di misura a livello globale, da utilizzare nel caso di emissioni intenzionali e/o incidentali di radionuclidi nell'ambiente. Al fine di ottemperare agli impegni programmatici e garantire un sistema di misura della radioattività ambientale in grado di dare risposte rapide ed affidabili a livello globale, la IAEA coordina una rete internazionale dei laboratori analitici per la misura di radioattività ambientale: la rete ALMERA. La rete, istituita nel 1995, è una struttura operativa in grado di collegare esperienze e risorse a livello internazionale, in particolare nel caso di contaminazioni transfrontaliere o di eventi di rilievo internazionale.

ALMERA è composta (a dicembre 2010) di 124 laboratori di 78 paesi diversi. I laboratori IAEA di Seibersdorf in Austria e quello dell'ambiente marino del Principato di Monaco sono membri della rete.



# Protocolli per l'uso di indicatori di radioattività ambientale: sviluppo e risultati

C. Giovani, M. Garavaglia

Struttura Operativa Semplice Fisica Ambientale – Laboratorio Unico Regionale  
ARPA Friuli Venezia Giulia  
Via Colugna 42, 33100 Udine  
Concettina.Giovani@arpa.fvg.it

## 1. Introduzione

Lo studio dell'ambiente avviene attraverso indagini mirate progettate accuratamente a fronte di un modello rispettoso della complessità dell'ambiente stesso. Gli indicatori consentono, molto spesso, lo studio e l'interpretazione di fenomeni altrimenti incomprensibili a causa dell'alto numero di variabili in gioco. Essi consentono, inoltre, l'ottimizzazione delle risorse disponibili nella progettazione di un monitoraggio ambientale. Vengono quindi spesso utilizzati nello studio dell'inquinamento sia convenzionale che radioattivo.

Nei casi in cui si verificano grossi incidenti nucleari, come ad esempio l'incidente di Chernobyl, la contaminazione radioattiva può essere talmente elevata da produrre modificazioni in alcuni organismi (ex: modificazione della forma delle foglie in alcune specie arboree) che possono quindi essere utilizzati come bioindicatori.

Tuttavia, nel campo del monitoraggio della radioattività ambientale, le concentrazioni dei radionuclidi nell'ambiente sono così basse, in genere, da non produrre modificazioni di alcun tipo nell'organismo stesso o nella popolazione, tali da permetterne l'uso come bioindicatore nel senso stretto del termine. Alcuni organismi o matrici vengono comunque usati quali indicatori a causa del loro funzionamento come trappole passive (ex: muschi) o per la loro capacità di accumulo dell'inquinante radioattivo (ex. funghi). Ciò è possibile nel caso in cui esistano precisi protocolli di campionamento e misura, il cui uso possa garantire la confrontabilità di campagne di monitoraggi eseguiti in luoghi e tempi diversi.

La ricaduta radioattiva conseguente all'incidente di Chernobyl è stata, sul territorio del Friuli Venezia Giulia, significativa e fortemente disomogenea (Padovani *et al.*, 1988, Malisan *et al.*, 1989, Padovani *et al.*, 1990, Cesco *et al.*, 1991, Giovani *et al.*, 1993a, 1993b, 1995a, 1996a, 2006, 2007a, 2012). L'entità e la persistenza della contaminazione derivante dall'incidente di Chernobyl sul territorio regionale ha fatto sì che in Friuli Venezia Giulia si sviluppasse una vasta attività nel campo della radioecologia che ha portato allo sviluppo di protocolli di campionamento e misura di alcuni indicatori di radioattività ambientale (Giovani C., 2002a, Nimis P.L., 1994).

I protocolli citati sono il frutto di un lavoro di messa a punto durato oltre 10 anni e svolto in collaborazione con alcuni Dipartimenti delle Università di Udine e di Trieste, con Università ed altri Enti Europei, con l'ANPA (oggi ISPRA) e con i CRR (Centri di Riferimento Regionale per il Controllo della Radioattività Ambientale, oggi tutti confluiti nelle Agenzie Regionali o Provinciali per la Protezione Ambientale).

Il lavoro di messa a punto di ogni singolo protocollo è in genere consistito in diverse fasi: sono stati progettati ed eseguiti studi specifici per ogni indicatore sulla base di ipotesi che sono state opportunamente validate. I protocolli sono stati poi utilizzati per alcuni anni e sono quindi stati implementati ed eventualmente personalizzati in funzione del territorio nel quale andavano utilizzati. Sono quindi stati redatti protocolli sulla base dei quali è stata effettuata

la formazione del personale dei CRR mediante una serie di corsi residenziali teorico pratici che si sono svolti in Friuli Venezia Giulia. A seguito di ciò sono state effettuate alcune campagne di campionamento e misura di alcuni indicatori su tutto il territorio nazionale. Tutto questo lavoro ha portato alla stesura di un documento nazionale (CTN-Rassegna di Bioindicatori per la Radioattività ambientale). Alcuni di questi protocolli sono poi stati condivisi anche a livello europeo (A.A.V.V., 1999).

Questo lavoro illustra una panoramica degli indicatori più usati in radioattività ambientale: verranno presentati i vantaggi e gli svantaggi dell'uso di tali indicatori e l'eventuale esistenza di protocolli di campionamento e misura. Viene inoltre considerata, per ogni matrice, la possibilità di utilizzo quale indicatore di inquinanti convenzionali. A titolo di esempio di uso degli indicatori per il monitoraggio della radioattività ambientale, verranno presentati alcuni dati relativi alla contaminazione radioattiva di muschi, mieli, funghi, sedimenti ed alghe, nella regione Friuli-Venezia Giulia dopo l'incidente di Chernobyl e sul territorio nazionale. Completa la rassegna una serie di fonti bibliografiche dai cui sono stati estratti gli esempi citati e che descrivono dettagliatamente gli studi che hanno portato alla determinazione dei protocolli.

## 2. Definizioni e caratteristiche di bioindicatori e bioaccumulatori

Allo scopo di facilitare la lettura del testo che segue si ritiene opportuno dare la seguente definizione di indicatore: "indicatore" è un organismo, una frazione dell'ambiente fisico, od una matrice alimentare, che possiede un alto contenuto di informazioni rappresentative di un ambiente.

Gli indicatori generalmente vengono divisi in due grandi categorie: non biologici e biologici, questi ultimi vengono ulteriormente suddivisi in bioindicatori e bioaccumulatori.

Un organismo, o una popolazione di organismi, viene considerato "bioindicatore" quando l'inquinante provoca alterazioni fisiologiche o morfologiche sul singolo individuo o modificazioni sulla popolazione. Tali alterazioni vengono utilizzate per risalire alle concentrazioni effettive di detti inquinanti nell'ambiente. Un organismo, quindi, può venir considerato un buon bioindicatore se presenta reazioni identificabili a differenti concentrazioni di inquinanti.

Si usa il termine "bioaccumulatore" per quegli organismi capaci di assorbire ed accumulare al loro interno l'inquinante presente nell'ambiente. Le concentrazioni di determinate sostanze all'interno di un bioaccumulatore vengono utilizzate per ricostruire i pattern di deposizione nell'ambiente in cui l'organismo vive. È importante, quindi, definire le relazioni tra le concentrazioni degli inquinanti nell'ambiente e quelle all'interno del bioaccumulatore.

Le caratteristiche principali comuni a bioindicatori e bioaccumulatori sono le seguenti: ampia distribuzione nell'area di indagine, scarsa mobilità e lungo ciclo vitale. Nel caso in cui l'organismo debba fungere da bioindicatore è altresì necessario che esso abbia una sensibilità nota a certe sostanze inquinanti, e che abbia una certa uniformità genetica. Nel caso invece dell'utilizzo quale bioaccumulatore sono indispensabili un'alta tolleranza agli inquinanti che interessano e la capacità di accumulare indefinitamente gli inquinanti stessi.

Un bioindicatore risulterà ottimale qualora esista una relazione quantitativa tra risposta biologica e concentrazione di un dato inquinante. Considerazioni analoghe valgono per i bioaccumulatori.

Saranno particolarmente apprezzati inoltre quegli indicatori biologici che possano essere utilizzati per il monitoraggio di più inquinanti: ad esempio metalli pesanti e radioattività ambientale.

### 3. Il monitoraggio della radioattività ambientale mediante indicatori

Come già detto nell'introduzione, il biomonitoraggio e/o l'uso di indicatori, se paragonati all'utilizzo di strumentazione per la determinazione di parametri chimici, fisici, microbiologici ecc. (ex: centraline automatiche per la qualità dell'aria) permettono, in genere, a parità di costo, una maggiore densità spaziale di campionamento. Il biomonitoraggio permette inoltre di eseguire una valutazione della concentrazione dell'inquinante integrata nel tempo, e talvolta anche nello spazio, contrariamente alle valutazioni istantanee e puntuali che si possono effettuare mediante strumentazione.

Nel caso particolare del monitoraggio della radioattività ambientale va detto che, nelle condizioni di normalità, le contaminazioni presenti nell'ambiente sono estremamente basse e quindi gli accumulatori possono essere estremamente utili. Inoltre molto spesso ciò che interessa è la variazione rispetto al livello di "zero". Indicatori ed accumulatori (biologici o no) possono quindi essere molto utili. Alcuni di questi indicatori possono essere utilizzati anche nel caso di incidente o di situazioni di emergenza, spesso permettendo determinazioni della concentrazione dei radionuclidi più semplici e veloci rispetto al campionamento ed alla misura diretta della matrice di interesse.

Vengono quindi definiti indicatori di radioattività ambientale quelle matrici ambientali che, pur non essendolo, possono essere usati in maniera analoga agli indicatori biologici. Tali matrici possono essere prodotte dagli organismi viventi (ex.: miele) o sono organismi viventi che funzionano come accumulatori a causa delle loro caratteristiche morfologiche e non fisiologiche (ex.: muschi). Possono anche non essere organismi ma avere la capacità di intrappolare, e quindi rivelare, l'inquinante (ex.: sedimenti, DMOS (Detrito Minerale Organico Sedimentabile)).

Vengono di seguito indicati i requisiti di massima degli indicatori di radioattività ambientale.

- *Bassa migrazione*: ciò permette una mappatura precisa e l'eventuale individuazione di siti di accumulo della radioattività.
- *Abbondanza*: deve esserci sufficiente disponibilità dell'indicatore da rendere possibile l'analisi senza depauperare l'ambiente.
- *Facile disponibilità sul territorio di interesse*: deve essere possibile effettuare la raccolta di un adeguato numero di campioni con poco sforzo.
- *Ampia distribuzione geografica*: è importante poter confrontare lo stesso tipo di campione (tipicamente la stessa specie o specie con morfologia o fisiologia simile) in aree diverse.
- *Essere concentratori di più radionuclidi*: in tal modo le misure effettuate su un numero limitato di campioni appartenenti a poche specie possono facilmente determinare la distribuzione di radioattività.
- *Basso turnover per i radionuclidi*: la capacità di trattenimento dell'inquinante per medio-lunghi è indispensabile per permettere i necessari tempi di campionamento in caso di emergenza e, nel caso di tempi particolarmente lunghi gli indicatori possono essere utilizzati per lo studio dell'andamento nel tempo e per campagne di zero parecchi anni dopo l'avvenuta deposizione.

### 4. Indicatori di radioattività ambientale

Quando si voglia scegliere un indicatore per uno studio di monitoraggio della radioattività ambientale è necessario tener conto di molti fattori, i principali dei quali sono di seguito schematizzati.

- *Obiettivo del monitoraggio*: quali siano i compartimenti, i radionuclidi e le vie di esposizione di interesse.

- *Analisi delle risorse*: è importante verificare quali competenze specifiche degli operatori disponibili siano necessarie per l'utilizzo del singolo indicatore oltreché effettuare un'analisi dei tempi e delle modalità di realizzazione dello studio.
- *Esistenza di protocolli precisi di campionamento e misura*
- *Possibilità di utilizzo dell'indicatore per il monitoraggio di altri tipi di inquinanti*.
- Da quanto detto finora risulta evidente che i bioindicatori, nelle condizioni di normalità, non vengono utilizzati, quali indicatori di radioattività ambientale (la concentrazione dei radionuclidi nell'ambiente non è sufficiente a determinare un danno biologico o quantomeno esso non sarà facilmente rilevabile). Nel monitoraggio della radioattività ambientale vengono invece utilizzati alcuni organismi quali alghe, funghi, molluschi e licheni come bioaccumulatori..
- Indicatori di radioattività ambientale utilizzati sono invece: muschi, mieli, sedimenti, DMOS. Nel seguito di questo lavoro verrà approfondito l'utilizzo di muschi, licheni, funghi e mieli, mettendo in evidenza i vantaggi e gli svantaggi dell'utilizzo del singolo indicatore, l'esistenza di precisi protocolli di campionamento, la possibilità di utilizzo quali indicatori anche di inquinanti convenzionali e verranno forniti alcuni esempi di studi effettuati con questi indicatori.

## 5. Muschi e mieli

### 5.1 Muschi

La redazione di carte della deposizione radioattiva al suolo basate su misure dirette, quali misure di spettrometria gamma su campioni di suolo o misure di spettrometria gamma in situ, richiede tempi lunghi sia per le difficoltà di campionamento e trattamento dei campioni, sia per l'eterogeneità pedologica che normalmente si riscontra anche su aree ristrette. Ciò porta, in genere, ad intensità spaziali di campionamento piuttosto basse, ad un'alta variabilità dei dati e quindi ad una bassa affidabilità della carta stessa. L'utilizzo di indicatori di deposizione al suolo, quali possono essere opportune specie di muschi che si comportano come trappole passive nei confronti di fall-out sia umido che secco, risulta quindi di grande utilità pratica. Tale utilizzo permette di avere, a costi molto contenuti, intensità di campionamento molto elevate e tempi di trattamento e misura dei campioni molto rapidi. Inoltre, in questo modo, è possibile ottenere valori mediati di deposizione di radionuclidi al suolo che risentono poco dell'alta variabilità pedologica che può essere presente in un sito.

I muschi presentano alcune caratteristiche che li rendono particolarmente adatti come indicatori di radioattività ambientale: sono ampiamente diffusi in tutti gli ecosistemi montani ed in gran parte degli altri; hanno un alto rapporto superficie volume ed un alto potere assorbente; non posseggono radici per l'assorbimento delle sostanze dal suolo e accumulano prevalentemente in maniera passiva; mancano di un sistema vascolare ben sviluppato per cui vi è uno scarso trasporto delle sostanze all'interno dell'organismo; alcune specie formano dei tappeti omogenei la cui superficie può essere facilmente misurata per stimare la deposizione al suolo. Le specie che in genere vengono utilizzate nel campo della radioattività ambientale, come in altri campi (ad esempio la determinazione di metalli pesanti), sono quelle che hanno forme di crescita a pleurocarpo. In particolare in Italia sono molto diffuse le specie *Hypnum cupressiforme* e *Ctenidium molluscum*. In Italia, a partire dagli anni immediatamente successivi l'incidente di Chernobyl, sono stati sviluppati protocolli di campionamento e misura per l'utilizzo di questo indicatore (Giovani et al., 1991a, 1994a, 1994b, Usco A., 1993). L'uso da parte di tutti i CRR (centri di Riferimento Regionali per il controllo della radioattività ambientale) Italiani, ha



portato a versioni sempre più perfezionate dei protocolli. Diverse mappe della distribuzione della concentrazione di Cs-137 nei muschi sono state redatte a seguito dei campionamenti periodici di tale indicatore (Nimis *et al.*, 1989, Giovani *et al.*, 2011). Tali mappe sono state confrontate con le mappe di distribuzione di concentrazione dello stesso radionuclide nei suoli della regione e con la mappa della piovosità dei primi dieci giorni dopo l'incidente di Chernobyl sul territorio del Friuli Venezia Giulia (Giovani *et al.*, 1993c). I confronti si sono sempre rivelati consistenti: è evidente quindi come questo indicatore possa essere usato per valutare la distribuzione di una ricaduta radioattiva, sia umida che secca. Ciò è vero anche in caso di emergenza, quando sia particolarmente importante ottenere risultati affidabili in tempi rapidi. A partire dal 1992 è stata eseguita una campagna nazionale della concentrazione di Cs-137 nei muschi raccolti in tutto il territorio italiano (Agnesod *et al.*, 1993). Il campionamento è stato effettuato alcuni anni dopo l'avvenuta ricaduta radioattiva, ciò è stato possibile perché i muschi crescono molto lentamente e riescono a trattenere a lungo l'inquinante. Fino a quando il tempo di decadimento del Cs-134 l'ha permesso, è stato anche possibile discriminare fra Cs-137 pre e post-Chernobyl.

In figura 1 sono riportati i risultati di una campagna di campionamento e misura sui muschi della regione effettuata

a seguito di un'allerta per un'anomalia alla centrale di Krsko il 4 giugno del 2008: nonostante tutte le misure sul particolato atmosferico fossero risultate negative e nel frattempo fosse giunta la comunicazione di cessato allerta, per rispondere alle richieste delle istituzioni, della popolazione e degli organi di stampa in maniera inconfutabile, si decise di effettuare una campagna di campionamento e misura allo scopo di analizzare la distribuzione della contaminazione radioattiva sul territorio del Friuli Venezia Giulia. In questo caso fu scelto di anticipare la campagna di campionamento e misura del muschio della

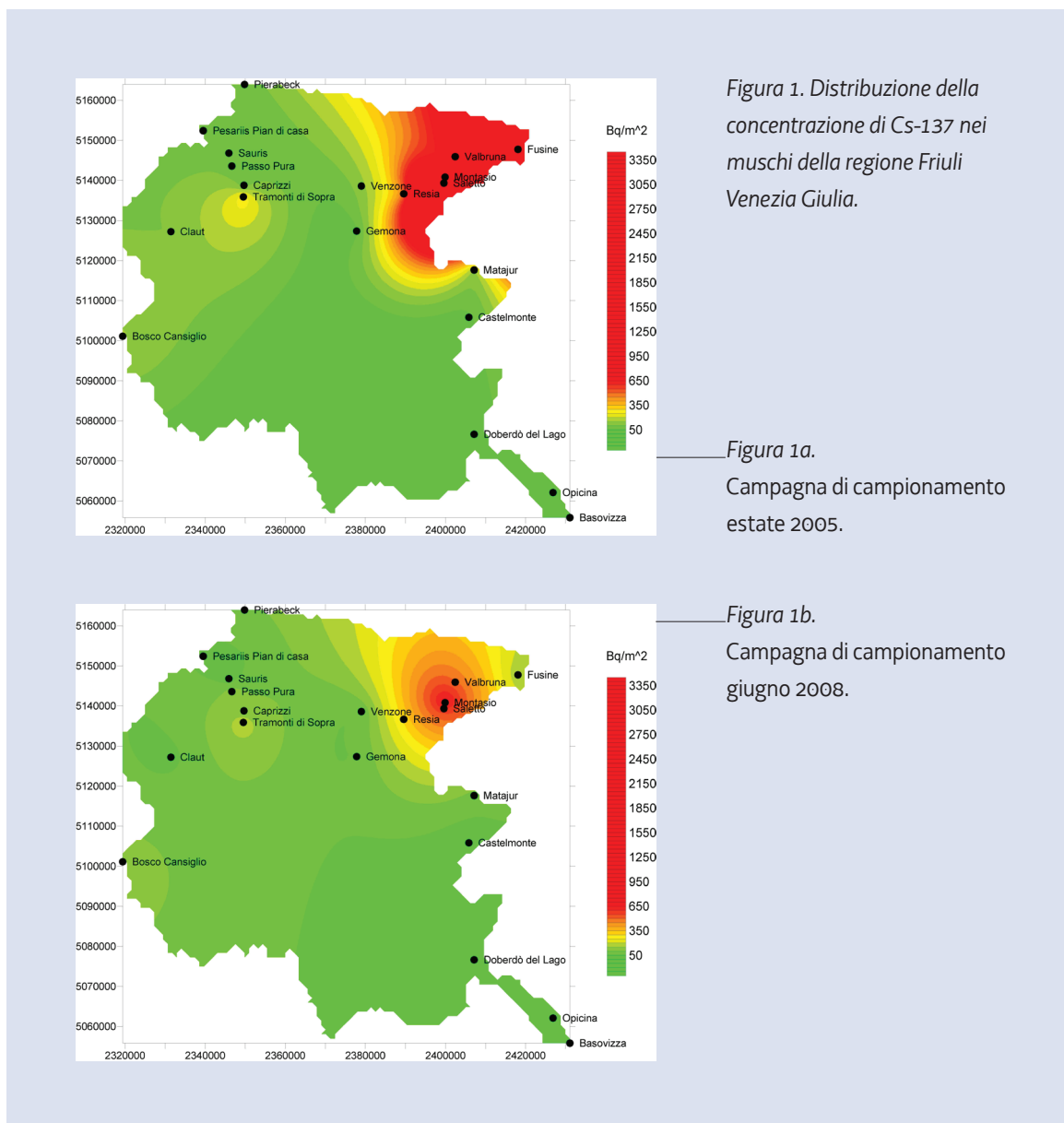


Figura 1. Distribuzione della concentrazione di Cs-137 nei muschi della regione Friuli Venezia Giulia.

Figura 1a. Campagna di campionamento estate 2005.

Figura 1b. Campagna di campionamento giugno 2008.

specie *Ctenidium molluscum* prevista per l'estate 2009 (Giovani *et. al.*, 2009a, 2009b). I risultati di tale campagna sono confrontati, nella stessa figura, con quelli dell'analoga campagna effettuata nell'estate del 2005. La distribuzione della concentrazione di Cs-137 sul territorio del Friuli Venezia Giulia nel giugno 2008 risulta praticamente sovrapponibile a quella misurata nell'estate 2005 a meno di una piccola differenza nei dintorni del sito di Gemona dovuta alla sostituzione del sito di campionamento, nel 2008, a causa della sopraggiunta impraticabilità del sito precedente. La posizione delle aree di maggiore concentrazione risulta del tutto incompatibile, anche in considerazione delle condizioni meteorologiche del periodo, con un'eventuale contaminazione proveniente dalla centrale di Krsko.

Il campionamento nei 20 siti previsti dalla campagna fu eseguito in sole 4 giornate lavorative mentre per la misura e l'analisi dei risultati bastarono poche ore: ciò fu possibile grazie all'esistenza di precisi protocolli di campionamento e misura, al campionamento eseguito su siti noti e georeferenziati ed all'esistenza di serie storiche di dati analoghi.

In considerazione di quanto detto sopra, e poiché la loro contaminazione radioattiva è direttamente riconducibile a quella del suolo, i vantaggi dell'utilizzo dei muschi pleurocarpi (forma di crescita a tappeto) quali indicatori di deposizione possono così essere riassunti: essi sono largamente diffusi sul territorio nazionale e sono sempre disponibili; esistono precisi protocolli di campionamento e misura; possono essere campionati e misurati molto rapidamente e quindi possono essere utilizzati anche in situazioni di emergenza; sono usati per il monitoraggio di altri inquinanti.

Lo svantaggio più evidente, o meglio la difficoltà, è costituita dal fatto che è necessaria una certa conoscenza delle "forme di crescita" dei muschi per il campionamento. Tuttavia essa può essere superata da un breve corso che a livello nazionale è già stato eseguito nel passato 2 volte per tutto il personale dei CRR andando quindi a costituire un patrimonio di conoscenze che nel tempo si è tramandato agli operatori del settore.

Va ricordato che alcune specie di muschi acquatici vengono utilizzati nel monitoraggio dell'inquinamento delle acque da parte di metalli pesanti e radionuclidi (Cenci R.M. & Mundau H., 1993).

## 5.2 Mieli

Le api ed il miele sono largamente utilizzati nel campo del monitoraggio dell'inquinamento convenzionale. Poiché la contaminazione del miele dipende sia dalla contaminazione del suolo che dall'entità del trasferimento dei radionuclidi dal suolo alle specie vegetali di interesse apistico e quindi al miele stesso, questa matrice può essere utilizzata come indicatore della contaminazione dei vegetali. La matrice miele potrà essere impiegata utilmente nel caso della ricerca di eventuali "zone" calde, anche parecchio tempo dopo un'avvenuta deposizione di radiocontaminanti al suolo. Poiché le api bottinano su un territorio di alcuni km<sup>2</sup>, la misura della concentrazione degli inquinanti risulta essere mediata nello spazio, oltreché integrata nel tempo. Inoltre il miele è un prodotto ampiamente diffuso sul territorio nazionale, e si misura tal quale, è quindi abbastanza semplice progettare campagne di campionamento e misura. Naturalmente questa matrice non può essere utilizzata in caso di emergenza, né per costruire mappe della sola deposizione del radiocontaminante al suolo, salvo nel caso particolare di contaminazione diretta durante una la fioritura di una specie di interesse apistico come è avvenuto per il miele di acacia in Friuli Venezia Giulia subito dopo l'incidente di Chernobyl (Fabretto M. & Barbattini R., 1989). Dopo l'incidente sono stati elaborati precisi protocolli di campionamento e misura per l'utilizzo della matrice miele quale indicatore di radioattività ambientale. In particolare vengono definiti i tipi di miele che possono essere utilizzati e quelli

che é meglio evitare, oltre all'attenzione alle correzioni per la densità nelle tarature in efficienza degli spettrometri gamma utilizzati (Barbattini *et al.*, 1991, 1996, Giovani *et al.*, 1991, 1993 b, 1994d, 1995 b, 1995c, 1996b, 1996c, 1998,2002b, 2003).

La figura 2 mostra la mappa della concentrazione di Cs-137 nei mieli della regione Friuli Venezia Giulia nel 1990 e 1991. Nella stessa figura viene fatto il confronto con la mappa della distribuzione di piovosità dei primi 10 giorni seguenti l'incidente di Chernobyl. Come si può notare, esistono alcune differenze evidenti nella distribuzione dovute al fatto che i coefficienti di trasferimento suolo-piante-miele non sono costanti su tutto il territorio regionale. I vantaggi nell'utilizzo del miele quale indicatore di deposizione al suolo e trasferimento possono così essere riassunti: la matrice é largamente prodotta su tutto il territorio nazionale; può venir misurata tal quale; esistono precisi protocolli di campionamento e misura e può essere utilizzata per il monitoraggio di altri inquinanti (ad esempio metalli pesanti). Lo svantaggio più evidente é che tale matrice, per la sua produzione di carattere stagionale, legata al tempo della fioritura delle specie apistiche di interesse, non può essere utilizzata in caso di emergenza.

### 5.3 Confronto muschi-mieli

Nel 1995 fu condotta dal CRR del Friuli Venezia Giulia in collaborazione con il Dipartimento di

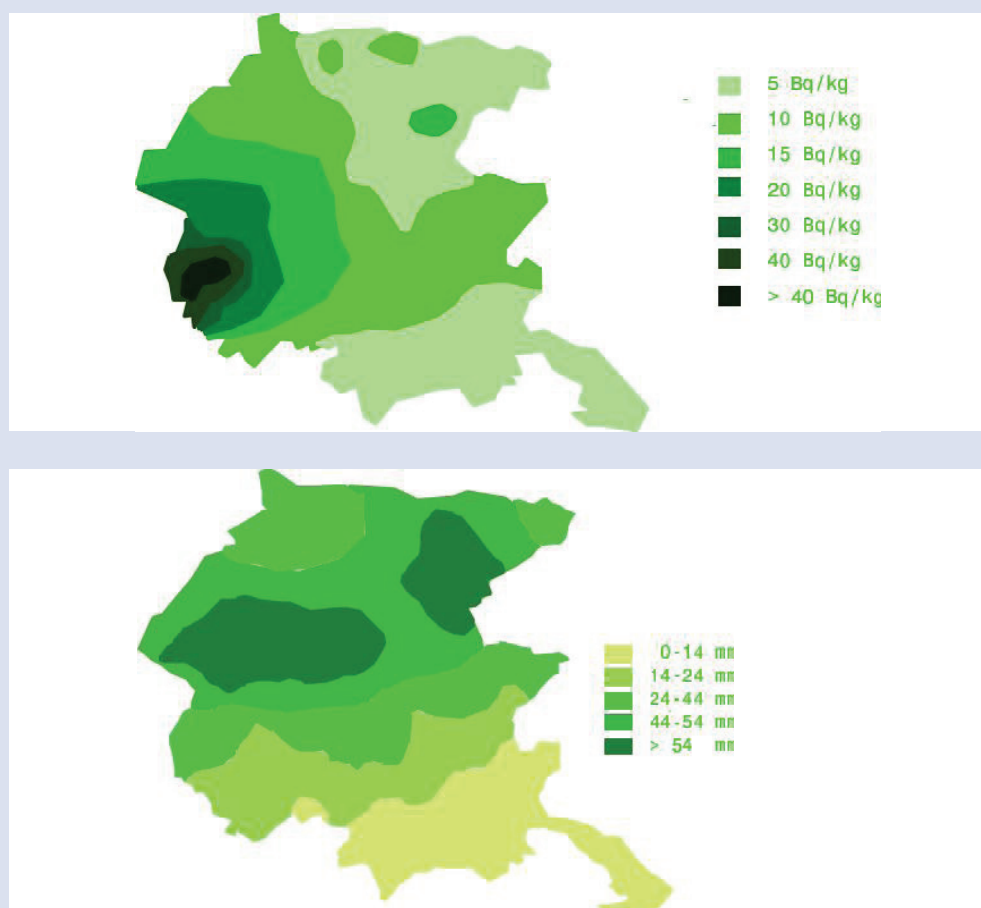


Figura 2.

Figura 2a. Mappa della distribuzione di Cs-137 nel miele eteroflora del Friuli - Venezia Giulia nel 1990 e 1991 (Bq/kg).

Figura 2b. Mappa delle precipitazioni cadute sul Friuli - Venezia Giulia nei primi 10 giorni di maggio del 1986 (mm).

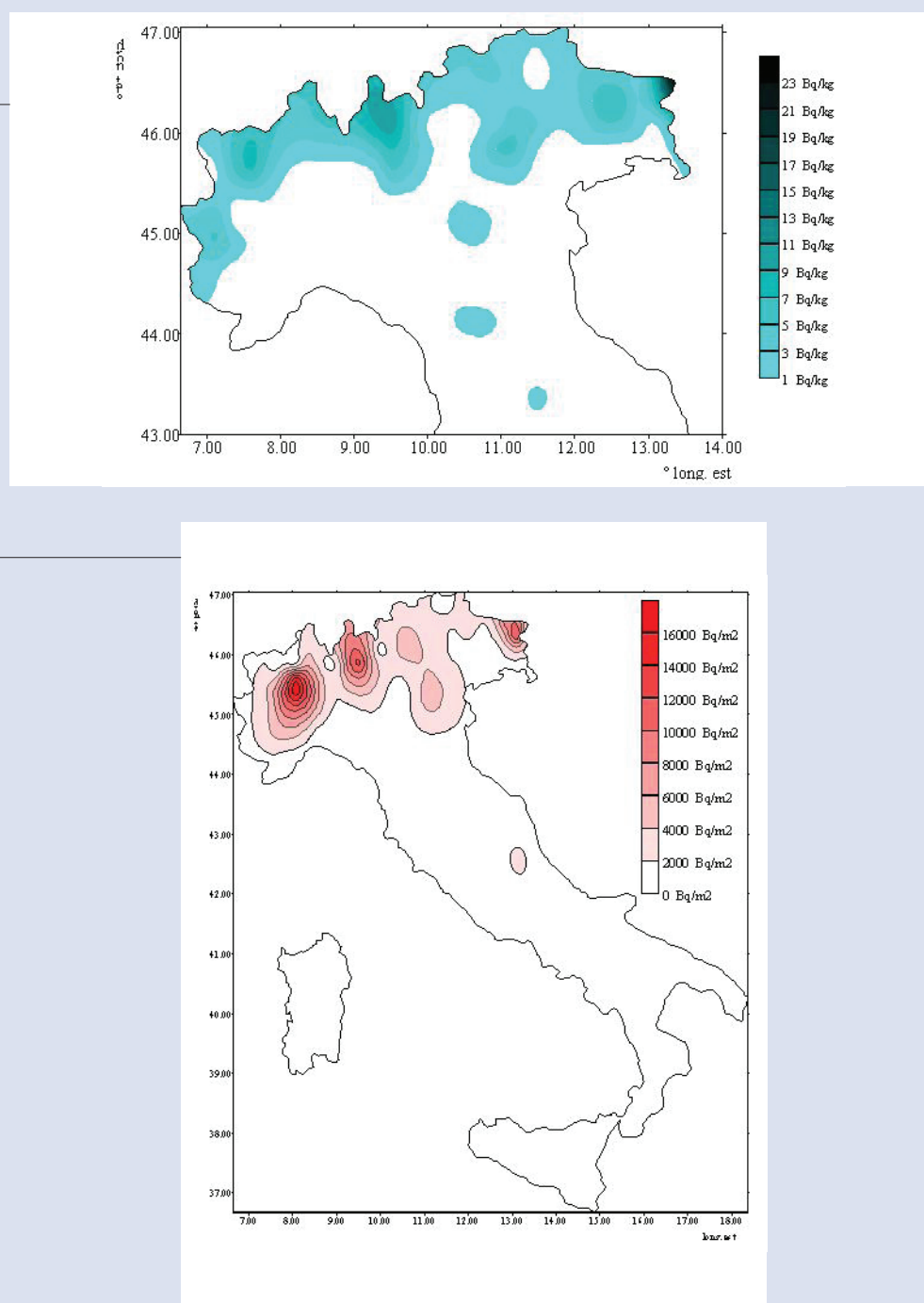
Biologia Applicata alle Piante dell'Università di Udine uno studio con lo scopo di determinare la distribuzione del Cs-137 nei mieli italiani. La campagna di campionamento fu condotta con criteri statistici e la scelta dei tipi di miele da campionare e dei periodi di smielatura furono fatte

secondo il protocollo (Giovani *et al.*, 2003, Filippi *et al.*, 2006).

In figura 3 è riportato il confronto tra la mappa di distribuzione della concentrazione di Cs-137 così elaborata e quella ottenuta dalla già citata campagna nazionale muschi svoltasi negli anni immediatamente precedenti. Si può facilmente notare come le distribuzioni siano significativamente diverse a causa del fatto che le due matrici sono indicatori di fenomeni diversi: il muschio della sola deposizione al suolo ed il miele della deposizione al suolo e del trasferimento suolo-vegetali contemporaneamente. Il confronto tra le mappe permette di evidenziare le differenze dei coefficienti di trasferimento nelle diverse aree.

## 6. Altri indicatori

Figura 3. Concentrazione di Cs-137 nei muschi; campagna 1992; Bq/m<sup>2</sup>.



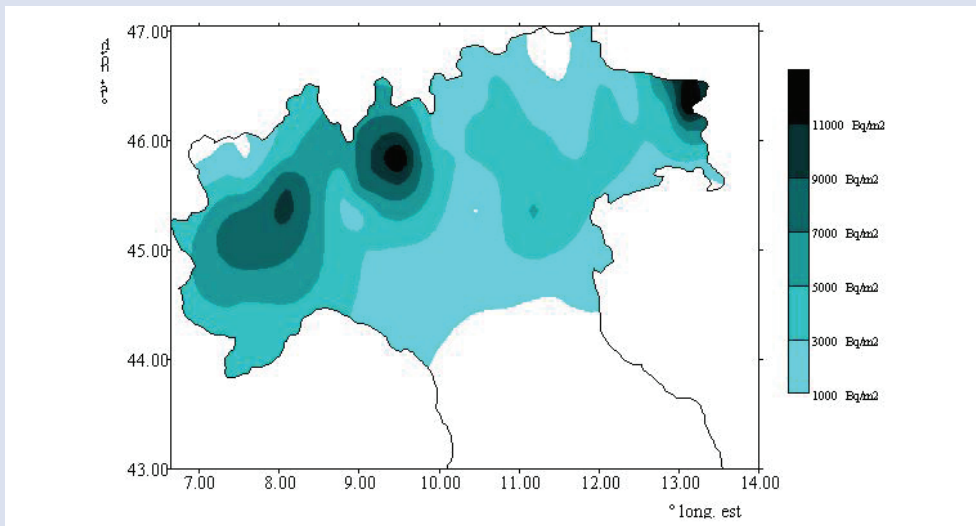
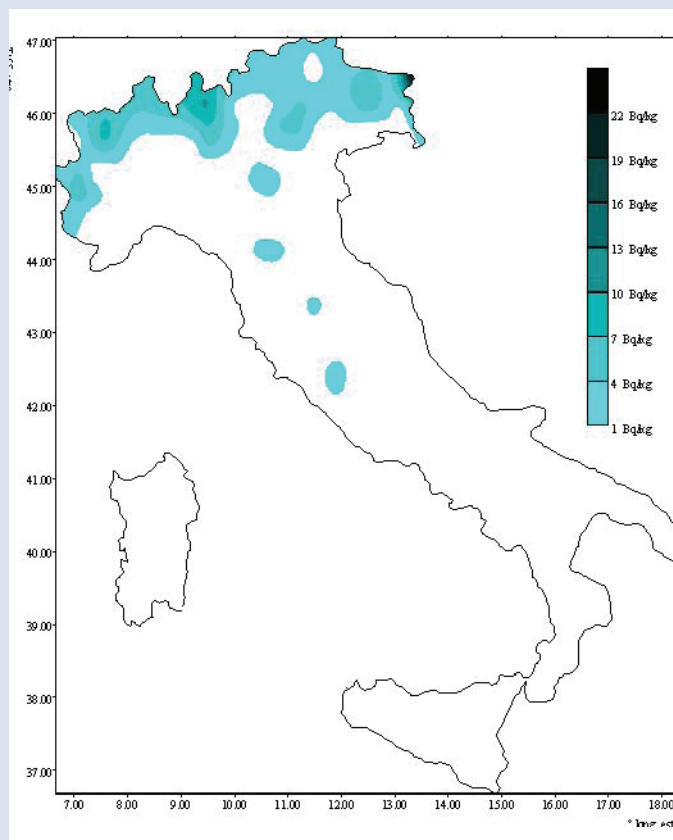


Figura 3. Concentrazione di Cs-137 nei mieli italiani; campagna 1995; Bq/kg.



## 6.1 Licheni

I licheni vengono con successo utilizzati come indicatori nel monitoraggio degli inquinanti convenzionali e, in alcuni casi specifici (ad esempio intorno ad impianti nucleari), anche nel caso del monitoraggio di radionuclidi. Essi sono bioaccumulatori, tuttavia specie diverse hanno capacità di accumulo molto diverse, la loro contaminazione non è riconducibile a quella dell'aria o del suolo e la determinazione delle specie è estremamente difficile. Per questi motivi la matrice licheni non è stata, fino ad ora, inserita fra gli indicatori di radioattività ambientale da usarsi sistematicamente (Giovani *et al.*, 2002a).

Data l'importanza ecologica dei licheni e il loro uso massiccio quali bioindicatori di inquinanti

convenzionali, va comunque considerata la possibilità di utilizzare tale matrice, in particolare quando si possa campionare con sicurezza una sola specie in un certo territorio. A seconda del tipo di lichene, le misure potrebbero essere espresse in termini di attività per peso secco oppure di attività superficiale.

## 6.2 Funghi

Alcune specie di funghi sono bioaccumulatori, è stata quindi valutata la possibilità di utilizzare questa matrice per il monitoraggio della radioattività ambientale. Tuttavia sono evidenti le numerose difficoltà che comporta il campionamento di tale matrice: i funghi sono reperibili soltanto in alcune stagioni dell'anno e in alcune zone, è quindi molto difficile ripetere il campionamento delle stesse specie in anni successivi, nella stessa zona. Inoltre la fisiologia di questi organismi non è sempre del tutto conosciuta e la loro determinazione può essere effettuata solo da personale specializzato. Anche l'interpretazione dei dati non è semplice poiché la contaminazione dei funghi non è riconducibile a quella dei suoli ed il fenomeno di trasferimento dei radionuclidi dal suolo ai funghi è diverso da quello dal suolo alle piante superiori e quindi alla catena alimentare.

Tuttavia, i numerosi studi effettuati in questi anni su questa matrice permettono di utilizzarla in alcuni casi particolari. Per fare ciò è necessario suddividere i funghi a seconda della loro appartenenza a diversi gruppi ecologici: funghi saprofiti; funghi simbiotici (con latifoglie o con conifere); funghi lignicoli. I diversi gruppi ecologici sono caratterizzati, fra l'altro, da diverse profondità del micelio nel suolo: nello strato più superficiale quello dei funghi saprofiti; nello strato più profondo quello dei funghi simbiotici; in genere fuori dal suolo, su tronchi, quello dei funghi lignicoli (Nimis *et al.*, 1987, Giovani *et al.* 1989, 1990).

In caso di deposizione di radionuclidi al suolo su un territorio vasto, la mappa della distribuzione della radiocontaminazione nei funghi saprofiti raccolti nei primi mesi successivi all'incidente, rispecchia abbastanza bene la distribuzione della radiocontaminazione stessa al suolo. La figura 4 mostra un esempio di quanto detto: in essa è riportata la distribuzione della concentrazione del Cs-137 nei funghi saprofiti nel 1986 sul territorio del Friuli Venezia Giulia, confrontata, analogamente a quanto già fatto in figura 2 per i mieli, con una mappa della piovosità nei primi dieci giorni seguenti l'incidente di Chernobyl sullo stesso territorio. Come si può notare, in questo caso la corrispondenza fra le due distribuzioni è piuttosto buona.

Con il passare del tempo però, i contaminanti migrano in profondità con velocità diverse in funzione di moltissimi parametri, conseguentemente i funghi appartenenti a gruppi ecologici a micelio superficiale avranno contaminazioni via via decrescenti nel tempo, mentre quelli a micelio più profondo le avranno crescenti. I funghi possono quindi essere utilizzati come indicatori nello studio della migrazione del cesio lungo gli orizzonti pedologici (Nimis *et al.*, 1988, Giovani *et al.*, 1996b, 2008).

## 6.3 Macroalghe, molluschi e sedimenti superficiali

Macroalghe e molluschi sono organismi filtratori e quindi sono bioaccumulatori, in particolare alcuni di essi hanno la capacità di accumulare lo iodio e quindi anche lo iodio radioattivo. Di alcune specie è ben nota la fisiologia e quindi è possibile risalire dalla concentrazione di un determinato inquinante nell'organismo alla concentrazione dello stesso inquinante nell'acqua. Le specie più comuni sono facilmente riconoscibili anche da un profano sulla base delle normali conoscenze o con una formazione semplice e di breve periodo o, ancora, mediante il confronto con opportune immagini. Quanto detto deporrebbe a favore dell'utilizzo di questi organismi

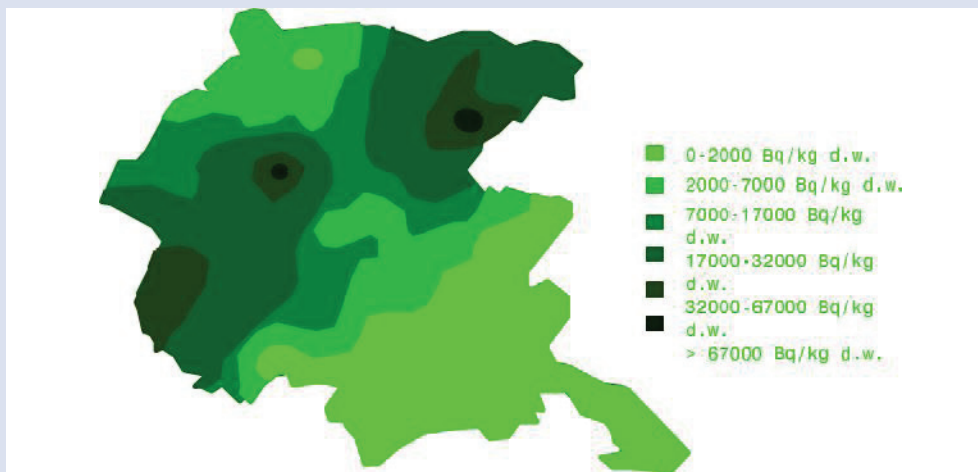


Figura 4a. Mappa della distribuzione della concentrazione del Cs-137 (kBq/kg di peso secco) nei funghi saprofiti raccolti in 30 stazioni del Friuli-Venezia Giulia nel 1986.

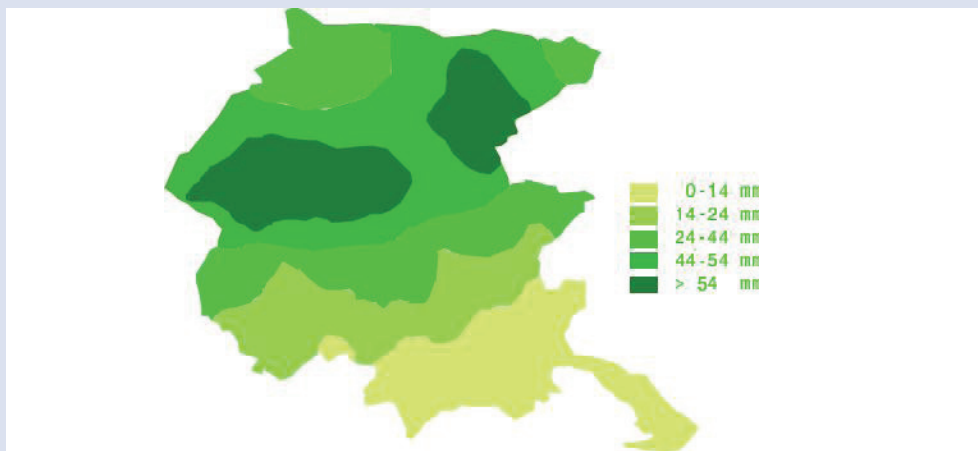


Figura 4b. Mappa delle precipitazioni cadute sul Friuli-Venezia Giulia nei primi 10 giorni di maggio del 1986.

come indicatori di radioattività ambientale così come di altri inquinanti, tuttavia vi sono alcune difficoltà pratiche che ne mettono in discussione l'uso di routine: innanzitutto essi non sono sempre disponibili sul territorio in esame e non è quindi facile eseguire campionamenti significativamente confrontabili nel tempo e nello spazio; per tali campionamenti è spesso necessario l'utilizzo di un'imbarcazione che potrebbe non essere sempre disponibile. Inoltre la crescita e la frequenza delle specie sono fortemente influenzate da parametri ambientali e non sempre i risultati possono essere confrontati facilmente tra di loro. Infine non sono campioni facili da trattare in laboratorio poiché si deteriorano molto in fretta creando maleodoranti gas. Nonostante queste premesse, la capacità di accumulo di questi radionuclidi è bene che, ove possibile, sia sfruttata per l'indicazione del contenuto di radionuclidi, con particolare riferimento allo I-131, nei corpi idrici. A titolo di esempio si veda la figura 5 che riporta la concentrazione di I-131 nei campioni di *Ulva sp.* raccolti nel maggio 1992 nei siti di campionamento all'interno delle lagune di Grado e Marano (Mattassi et al., 1996).

I valori più elevati si ritrovano nella parte più occidentale della laguna di Marano, alle foci dei fiumi Stella e Cormor. La concentrazione decresce verso la laguna di Grado e le bocche di laguna. La distribuzione di tali concentrazioni indica il fiume Cormor, che raccoglie le acque reflue della città di Udine e dei dintorni, quale possibile via di introduzione dell'inquinante in laguna. Una serie di campionamenti di sedimenti effettuata nel novembre del 1992 lungo tale fiume ha confermato questa ipotesi (Giovani et al., 1995d). Nei campioni di macroalghe raccolti negli anni seguenti, durante le campagne del maggio 1994 e 1995 e del dicembre 1995, si sono ritrovate concentrazioni di I-131 dello stesso ordine di grandezza di quelle riportate in

Figura 5. Distribuzione della concentrazione dello I-131 (Bq/kg di peso secco) nei campioni di *Ulva sp.* raccolti nel maggio 1992.

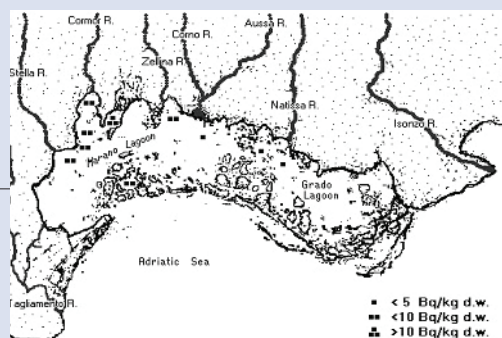


figura 5 e si sono osservate analoghe distribuzioni.

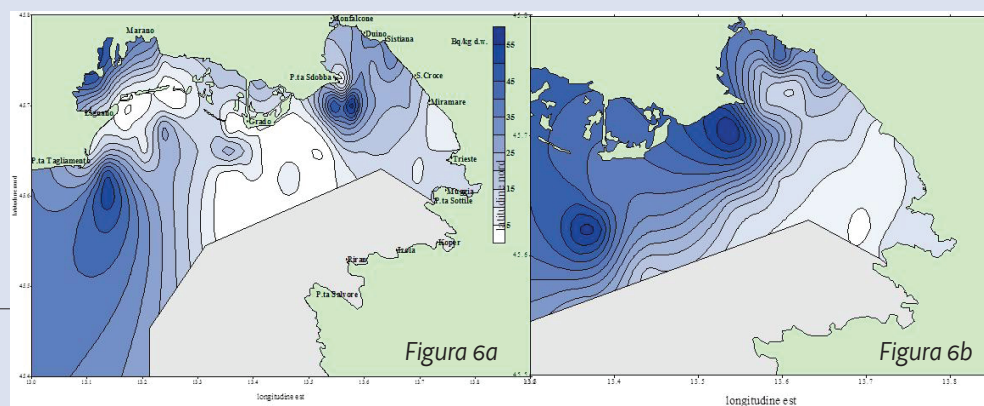
Per quanto riguarda i sedimenti superficiali, essi sono trappole per i radionuclidi, sono quindi accumulatori e conservano traccia di un'avvenuta contaminazione. Possono essere misurati tal quale e tutte le operazioni di essiccazione ed eventuale setacciatura a umido possono essere eseguite dopo la misura, sono quindi spie di inquinamento, anche per gli

inquinanti convenzionali, e possono essere ottimi indicatori nei corpi d'acqua. Tuttavia spesso è necessaria un'imbarcazione per il loro campionamento e, cosa più importante, la loro contaminazione, a causa del tasso di sedimentazione che non è costante, non è facilmente riconducibile a quella dell'acqua. Va fatta infine un'attenzione particolare alla granulometria del sedimento poiché alcuni radionuclidi, ad esempio il radiocesonio, si attaccano alla frazione fine del sedimento stesso e quindi eventuali mappe di distribuzione della concentrazione di tale radionuclide devono tener conto della percentuale di frazione fine (generalmente inferiore a 63  $\mu\text{m}$ ) presente in ogni campione. A titolo di esempio si vedano le figure 6a e 6b che riportano, rispettivamente, la distribuzione della concentrazione di Cs-137 e la distribuzione della concentrazione di Cs-137 normalizzata alla frazione fine, misurata durante la campagna di campionamento e misura dei sedimenti superficiali delle lagune di Grado e Marano effettuata nel 2005 (Giovani *et al.*, 2007b).

I valori di concentrazione di Cs-137 nei sedimenti campionati nel 2005 nelle lagune di Grado e di Marano sono risultati compresi tra, circa, 0.5 e 16 Bq/kg di peso secco.

Nella tabella 1 è riportata la media delle concentrazioni di Cs-137 nei campioni di sedimento raccolti nelle 11 stazioni presenti negli ultimi tre anni di campionamento. Nella stessa tabella, per confronto, vengono anche riportate le medie delle concentrazioni di Cs-137 misurate sui campioni raccolti nelle stesse 11 stazioni nel 1994 e nel 1995. Le attività sono riferite al 1 maggio 1986. Come si può notare le concentrazioni medie, sostanzialmente stabili, misurate nel 2003, 2004 e 2005, sono inferiori a quelle misurate circa dieci anni prima: ciò risulta facilmente spiegabile se si considera che, nel tempo, l'apporto di Cs-137 alla contaminazione dell'ambiente lagunare, dato dal dilavamento, è sempre più piccolo ed il campionamento

Figura 6. Distribuzione della concentrazione di Cs-137 (6a) e della concentrazione di Cs-137 normalizzata alla frazione inferiore a 63  $\mu\text{m}$  (6b), campagna di campionamento 2006, lagune di Grado e Marano (Bq/kg di peso secco).





riguarda soltanto i primi due centimetri di sedimento.

#### Cs-137 nei sedimenti della laguna di Grado e Marano

Anno di Campionamento	Concentrazione Media Bq/kg (peso secco)	Deviazione standard Bq/kg (peso secco)
1994	20.90	15.31
1995	23.29	14.61
2003	13.84	7.03
2004	14.34	9.82
2005	13.54	8.28

Tabella 1. Concentrazioni medie di Cs-137, e relative deviazioni standard -attività riferite al 1 maggio 1986, nei sedimenti raccolti presso gli 11 siti comuni ai campionamenti degli anni 1994, 1995, 2003, 2004 e 2005.

In *Giovani et al., 2007b*, sono riportati altri risultati significativi relativi alle matrici macroalghe e sedimenti. In particolare: analisi di profili di sedimenti in profondità (*Giovani et al., 1996d*), analisi di correlazione tra concentrazione di Cs-137 e metalli pesanti nei sedimenti superficiali ed analisi di correlazione tra la concentrazione di Cs-137 nei sedimenti e superficiali e nelle alghe raccolti durante la stessa campagna di misura negli stessi siti. La correlazione esistente tra la concentrazione di Cs-137 nelle alghe e quella nei sedimenti, e la notevole affinità delle alghe per lo iodio, confermano ancora una volta il ruolo che tali organismi rivestono quali indicatori di radioattività ambientale così come avviene per altre sostanze.

Per il monitoraggio dei fiumi viene utilizzato anche il DMOS (Detrito Minerale Organico Sedimentabile, A.A.V.V., 1999).

## 7. Considerazioni finali

In conclusione, delle numerose matrici ambientali che risultano impiegate nel controllo della radioattività ambientale (deposizione al suolo, particolato atmosferico, suoli, muschi, mieli, etc.), la maggior parte risultano essere utilizzate quali indicatori di radioattività ambientale. In particolare, per indicare la deposizione al suolo e la migrazione dei radionuclidi in profondità vengono utilizzati muschi e funghi; per indicare la contaminazione dei vegetali possono essere utilizzati la maggior parte dei tipi di miele e, per il controllo della radioattività nel compartimento acquatico, si usano con successo DMOS, sedimenti superficiali, macroalghe, muschi acquatici e molluschi.

A 25 anni dall'incidente di Chernobyl, sulla base dell'esperienza maturata ed in considerazione della maggiore sensibilità della strumentazione, probabilmente sarebbe opportuna una revisione dei protocolli nazionali di campionamento e misura degli indicatori di radioattività ambientale. Tale revisione dovrebbe tenere conto della possibilità di applicazione dei risultati delle misure ad oggi disponibili, dell'analisi delle risorse e della formazione del personale. Inoltre nuove normative sono intervenute dalla redazione del documento nazionale ed andrebbero considerate anche le possibili integrazioni delle misure di radioattività con quelle relative agli inquinanti convenzionali ed il possibile allineamento con eventuali protocolli di campionamento e misura internazionali.

Andrebbe inoltre analizzata la possibilità di introdurre nuovi indicatori, alla luce dello stato dell'arte di nuovi studi nazionali ed internazionali, come ad esempio i licheni, magari definendo specificatamente indicatori per la routine e per le situazioni di emergenza. Infine, poiché molti operatori non lavorano più nel settore o sono in pensione, sarebbe opportuno effettuare nuovi

percorsi formativi teorico pratici per l'utilizzo degli indicatori oltre ad opportune campagne di taratura ed interconfronto.

1. A.A.V.V., *Rassegna di bioindicatori per la radioattività ambientale*, 1999 – AGF-T-RAP99-13
2. Agnesod G., Bonomi C., Fontana C., Frizzera G., Giannardi C., Giovani C., Magnoni M., Marchesoni C., Margini C., Marletta L., Minach L., Nuccetelli C., Piermattei S., Repetti M., Sabatini P., Sogni R., Tofani S., Trotti F., Usco A., 1995 - *Mapping of radioactive fallout using mosses as bioindicators* - in: Proceeding of Harmonization in radiation protection: from theory to practical applications, Taormina, 1993: 215-226
3. Barbattini R., Frilli F., Iob M., Giovani C., Padovani R., 1991 - *Trasferimento del cesio e del potassio attraverso la "catena apistica" in alcune aree del Friuli* - Nota preliminare. Apicoltura, 7, 85-99
4. Barbattini R., Frilli F., Greatti M., Giovani C., Fadone A., Padovani R., 1996 - *Radiocesio nei mieli del Friuli-venezia Giulia dopo l'incidente di Chernobyl* - in: atti del Convegno "10 anni da Chernobyl: Ricerche in Radioecologia, Monitoraggio Ambientale e Radioprotezione", Trieste 4-6 marzo 1996, pp. 133-142
5. Cesco S., Mondini C., Bini C., Maggioni A., Giovani C., Padovani R., 1991 - *Relazioni fra contaminazione da Cs-137 e caratteri dei suoli delle Alpi Orientali (Friuli-Venezia Giulia)* - in: Atti del IX Convegno Nazionale della Società Italiana di Chimica Agraria, pp. 169-170
6. Cenci R.M., Muntau H, 1993 – *L'utilizzo dei muschi quali bioindicatori di inquinamento nelle acque da parte di metalli pesanti* – in: Tecnologia, Ambiente, Uomo, anno XXXV, numero 1, pp. 42-48.
7. Fabretto M. & Barbattini R., 1989 – *La contaminazione radioattiva del miele prodotto nella provincia di Udine nel 1986* – in Atti IV Simposio sulla difesa antiparassitaria nelle industrie alimentari e sulla protezione degli alimenti, Piacenza 23-25 settembre 1987: 583-589.
8. Filippi A., Giovani C., Barbattini R., Frilli F., Greatti M., 2006 - *Il miele quale indicatore di radio-contaminazione: rielaborazione dati della campagna nazionale*. Agribusiness Paesaggio & Ambiente, 9 (1) (2005): 129-138.
9. Giovani C., Nimis P.L., Padovani R., 1989 - *Radiocaesium in Macromycetes of NE Italy in the First Three Years after the Chernobyl Accident* - in: Radiation Protection, Selected Topics, Int. Symposium, Dubrovnik, 2-6 October 1989, pp. 410-415
10. Giovani C., Nimis P.L., Padovani R., 1990 - *Investigation on the performance of macromycetes as bioindicators of radioactive contamination* - in: G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli (eds.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*, 485-491. Elsevier. London and New York
11. Giovani C., Nimis P.L., Padovani R., Usco A., 1991a - *Le briofite come indicatori di radiocontaminazione* - in: atti del XXVII Congresso Nazionale AIRP, Ferrara, 435-437
12. Giovani C., Padovani R., Frilli F., Barbattini R., Iob M., 1991 - *Il miele come indicatore della contaminazione radioattiva* - in: Apicoltura, 7, 137-149
13. Giovani C., Padovani R., Fadone A., Scruzzi E., 1993a - *Contamination and migration of Chernobyl radiocaesium in upland soil of NE Italy* - in: Proceedings of Austrian-Italian-Hungarian Radiation Protection Symposium; Obergurgl (A), 1: 52-55
14. Giovani C., Fadone A., Padovani R., 1993b - *Metodologie di campionamento terreni per indagini radioecologiche e radioprotezionistiche*, in: *Atti del Primo Convegno Nazionale di Fisica dell'Ambiente: ricerca, monitoraggio, prevenzione*, Brescia 15-17 dicembre 1993, pp. 403-406
15. Giovani C., Fadone A., Padovani R., 1993c - *Incidente di Chernobyl: contaminazione da Cs-137 nel Friuli-Venezia Giulia: andamento dal 1986 al 1993 e uso di indicatori di radioattività* - in: *Sicurezza e Protezione*, 30, settembre 1992-dicembre 1993, 71-77.
16. Giovani C., Padovani R., Barbattini R., Frilli F., Iob M., 1993d - *Radiocaesium distribution in Friuli-Venezia Giulia through spectrometry measurements of honey samples* - in: *Proc. VII Cong. Naz. AIFB*, Ancona 1992, *Physica Medica*, 9 suppl. 1, 292-294
17. Giovani C., Nimis P.L., Bolognini G., Padovani R., Usco A., 1994a - *Bryophytes as indicators of*

- radiocesium deposition in northeastern Italy* - in: Sci. Total Environ., 157: 35-43
18. Giovani C., Nuccetelli C., Piermattei S., 1994b - *L'uso dei muschi quali indicatori di radioattività: studi per una rete nazionale* - in: atti del Convegno Nazionale AIRP: Isotopi Naturali ed artificiali nell'ambiente: aspetti radioprotezionistici e biogeochimici, Maratea, 1992, 71-75
  19. Giovani C., 1994c - *Il radiocesso nel miele del Friuli-Venezia Giulia: studi per una mappa di radiocontaminazione* - Agricoltura Informazione, n.2, pp. 52-55
  20. Giovani C., Padovani R., Fadone A., Scruzzi E., 1995a - *Migrazione del radiocesso nei prati stabili del Friuli-Venezia Giulia* - in: atti del XXVIII Congresso Nazionale AIRP, Taormina 1993: 543-548
  21. Giovani C., Padovani R., Godeassi M., Frilli F., Barbattini R., Greatti M., 1995b - *Radiocesso nei mieli millefiori e di melata del Friuli-Venezia Giulia* - in: Apicolt. mod., 86, 59-66
  22. Giovani C., Barbattini R., Frilli F., Greatti M., Padovani R., 1995c - *Mapping of Cs-137 in Honey in the Friuli-Venezia Giulia region (NE Italy)* - in: G. Lorenzini, G. F. Soldatini (eds): Responses of plants to air pollution, Agricoltura mediterranea, Special volume, 282-286 (1995).
  23. Giovani C., Godeassi M., Mattassi G., Padovani R., Zanello A., 1995d - *Cs-137 distribution in sediments of Grado and Marano lagoons (Northern Adriatic)* - in: Proceedings of The Radiological exposure of the Population of the Community to Radioactivity in the Mediterranean Sea - Marina Med Project, Rome 17-19 May 1994, edited by A. Cigna, R. Delfanti, R. Serro: 291-301
  24. Giovani C., 1996a - *Attività di monitoraggio e di ricerca nel Friuli-Venezia Giulia dopo l'incidente di Chernobyl* - in: atti del Convegno "10 anni da Chernobyl: Ricerche in Radioecologia, Monitoraggio Ambientale e Radioprotezione", Trieste 4-6 marzo 1996, pp. 71-82
  25. Giovani C., Nardini S., 1996b - *I funghi come indicatori di radioattività ambientale*, in: atti della Giornata di Studio "Tecniche radiochimiche nella ricerca radioecologica", Parma, 4 giugno, pp. 47-52
  26. Giovani C., Padovani R., Barbattini R., Frilli F., Greatti M., 1996c - *Analisi del miele per la mappatura del Cs-137 nel Friuli-Venezia Giulia* - in: atti del Conv. Naz. "Apilombardia 1994", Como 6-9 ottobre 1994, La Selezione Veterinaria, 11/1996 pp.:775-781.
  27. Giovani C., Padovani R., Colizza E., Brambati A., 1996d - *Profili di distribuzione del radiocesso in alcune carote delle lagune di Marano e Grado: risultati preliminari* - in: atti del Convegno "10 anni da Chernobyl: Ricerche in Radioecologia, Monitoraggio Ambientale e Radioprotezione", Trieste 4-6 marzo 1996, pp. 159-164
  28. Giovani C., Padovani R., Frilli F., Barbattini R., Greatti M., 1998, *Potassium Evaluation in Metcalfa pruinosa Honeydew Honey by Means of K-40 Measurement*, Journal of Apicultural Research 37(1): 47-49.
  29. Giovani C., 2002a - *Uso di diversi indicatori di contaminazione radioattiva antropogenica: muschi, licheni, funghi e miele* - Atti del Convegno AIRP "La radioattività nel contesto degli studi ambientali", Isola del Giglio 9-10 maggio 2002: 19-33.
  30. Giovani C., Barbattini R., Bordon P., Greatti M., 2002b, - *Andamento nel tempo della concentrazione di Cs-137 nel miele della provincia di Trieste* - Agribusiness Paesaggio e Ambiente, 6 (2002) n.1: 42-50.
  31. Giovani C., Bordon, P., Di Marco P., Scruzzi E., 2003 - *Il miele come indicatore di radioattività nei vegetali: distribuzione di Cs-137 nella provincia di Trieste* - Gortania, Atti Museo Friul.di Storia Nat., 25 (2003), 233-244.
  32. Giovani C., Barbattini R., Gazzola F., Greatti M., Piccini L., 2003 - *Distribuzione del Cs-137 nei mieli italiani* - in atti del Convegno Nazionale "Dal monitoraggio degli agenti fisici sul territorio alla valutazione dell'esposizione ambientale", 29-1 ottobre 2003, Torino. 337-340.
  33. Giovani C., Garavaglia M., Nadalut B., Pividore S., Scruzzi E., *Migrazione del radiocesso nei suoli*

- e trasferimento suolo – foraggio in Friuli Venezia Giulia 20 anni dopo Chernobyl, 2006
34. Giovani C., Di Marco P., Piccini L., Scruzzi E., 2007a - *La contaminazione da radiocesio nei suoli: 20 anni di ricerche in Friuli Venezia Giulia* - Atti del Convegno Nazionale AIRP, Vasto 1-3 ottobre 2007
  35. Giovani C., Impellizzieri F., Di Marco P., Scruzzi E., 2007b - *La radiocontaminazione di sedimenti superficiali e alghe delle lagune di Marano e Grado* - Atti del Convegno Nazionale AIRP, Vasto 1-3 ottobre 2007
  36. Giovani C., Segalla L., Nadalut B., Scruzzi E., 2008 - *Andamento della contaminazione da radiocesio nei funghi del passo del Pura (UD) da Chernobyl a oggi* - in Atti del Convegno Nazionale di Radioprotezione "Cinquantenario AIRP: Storia e Prospettive della Radioprotezione", Pisa 4-6 giugno 2008, pag. 628
  37. Giovani C., Di Marco P., Garavaglia M., Piccini L., Pividore S., Scruzzi E., 2009a - *L'incidente di Krsko: l'esperienza di ARPA FVG* - in atti del IV Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli Agenti Fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti", Vercelli 24-27 marzo 2009
  38. Giovani C., Garavaglia M., Godeassi M., Nadalut B., 2009b - *Uso di Indicatori di radioattività nel caso di emergenze radiologiche* - in atti del IV Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli Agenti Fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti", Vercelli 24-27 marzo 2009
  39. Giovani C., Garavaglia M., Godeassi M., Di Marco P., Scruzzi E., Pivetta A., 2011 - *Andamento temporale dell'attività di <sup>137</sup>Cs nelle piante vascolari e nelle briofite del Friuli Venezia Giulia dopo l'incidente di Chernobyl*, in atti del Convegno Nazionale AIRP di radioprotezione, Reggio Calabria 12-14 ottobre 2011, vol. I pp.115-129
  40. Giovani C., Garavaglia M., Del Maschio F., Di Marco P., Godeassi M., Piccini L., Scruzzi E., 2011, *Distribuzione e migrazione in profondità del <sup>137</sup>Cs nel suolo del Friuli Venezia Giulia dopo l'incidente di Chernobyl*, in atti del Convegno "Chernobyl 25 anni dopo: studi riflessioni e attualità", Udine 21-22-23 giugno 2012, in press
  41. Malisan M.R., Contento G., Giovani C., Padovani R., 1989 - *Monitoring of Radiocaesium Contamination of Mountain Soils* - in: Radiation Protection, Selected Topics, Int. Symposium, Dubrovnik, 2-6 October 1989, pp. 432-437
  42. Mattassi G., Zanello A., Giovani C., Di Marco P., Padovani R., 1996 - *Radiocesio e iodio nei sedimenti e nelle alghe delle lagune di Grado e di Marano: 1991-1995* - in: atti del Convegno "10 anni da Chernobyl: Ricerche in Radioecologia, Monitoraggio Ambientale e Radioprotezione", Trieste 4-6 marzo 1996, pp. 143-150
  43. Nimis P.L., Giovani C., Padovani R., 1987 - *La contaminazione da Cesio 134 e Cesio 137 nei macromiceti del Friuli-Venezia Giulia nel 1986* - *Studia Geobotanica*, 6: 3-121
  44. 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*, 64, fasc. 3-4: 181-191
  45. 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
  46. Nimis P.L., 1994 - *Tecniche di biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico basate sull'utilizzo di licheni come bioindicatori e bioaccumulatori*- Atti della giornata di studio "Organismi come bioindicatori ambientali", Ecothema, Trieste, 4-11-1994, pp. 97-109.
  47. Padovani R., Contento C., Fabretto M., Giovani C., Malisan M.R., 1988 - *Deposition and Migration of Radiocaesium in Mountain Soils after Chernobyl Accident* - in: Proceedings of II Yugoslav-Italian Symposium 'Radiation Protection: Advances in Yugoslavia and Italy', pp. 305-308
  48. Padovani R., Contento G., Fabretto M., Giovani C., 1990 - *Field study of fallout radiocaesium*

- in upland soils* - in: G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli (eds) in: Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, Elsevier, London and New York, pp. 292-299
49. Usco A., 1993 - *Biomonitoraggio della contaminazione da radiocesio mediante l'uso di briofite* - anno accademico 1992-1993 tesi di laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Trieste

# Sviluppi delle metodologie ENEA per la dosimetria interna

Carlo-Maria Castellani, Paolo Battisti

ENEA – Istituto di Radioprotezione - Bologna  
carlomaria.castellani@enea.it

## Riassunto

Il contributo si articola in due parti: il primo sulle metodiche di misura, il secondo relativo alle metodologie di valutazione di dose interna.

Nella prima parte vengono presentate le metodiche di misura (in-vivo e in vitro) per dosimetria interna applicate presso l'Istituto di Radioprotezione dell'ENEA con le indicazioni dei miglioramenti effettuati nel corso degli anni, in particolare dopo l'incidente di Chernobyl.

Nella seconda parte verrà presentata l'evoluzione dei metodi di valutazione di dose interna, effettuando una rassegna della partecipazione IRP alle recenti attività di qualificazione in ambito europeo e internazionale.

In relazione all'incidente dell'11 Marzo 2011 alla centrale di Fukushima, vengono infine presentati alcuni dati relativi a persone rientrate dal Giappone nei giorni immediatamente successivi all'incidente.

Il contributo si conclude con le valutazioni di dose per tali persone, a seguito di inalazione di  $^{131}\text{I}$  a Tokio.

## Introduzione

Il presente contributo ha lo scopo di riassumere le attività di miglioramento delle metodologie ENEA di misura e di valutazione di dose a seguito di contaminazione interna negli anni successivi all'incidente di Chernobyl. Dopo una breve presentazione dell'insieme delle misure di dosimetria interna effettuate in ENEA nell'immediato e fino ai tre anni successivi all'incidente, verranno presi in rassegna i miglioramenti approntati ai sistemi di rivelazione per misure dirette (in vivo) ed indirette (in vitro). Verrà poi effettuata una breve disamina delle attività connesse alla qualificazione delle metodiche di valutazione di dose interna a cui l'ENEA ha partecipato. Vengono infine riportati alcuni risultati di misure e relative valutazioni di dose interna per italiani presenti in Giappone e rientrati nei primi giorni seguenti l'incidente di Fukushima.

## Attività di misura per la valutazione di dose interna post-Chernobyl

A partire dai primi giorni dall'incidente i sistemi di misura in vivo (Whole Body Counter, WBC) presenti nei centri ENEA di Bologna e Casaccia si sono attivati per la misura di persone italiane provenienti dalle zone attorno a Chernobyl e da varie aree europee, nonché di un campione di persone residenti nella zona di Bologna che sono stati periodicamente misurati al fine di seguire la contaminazione dei radioisotopi del cesio dovuti ad ingestione di alimenti.

Un primo rapporto del 1987 riassume le attività del centro di Bologna [1]. Una parte iniziale riguardava la misura della contaminazione atmosferica di  $^{131}\text{I}$  sia in forma gassosa che particolata, con determinazioni fino a 10 giorni dopo il 1/5/1986. Seguono i risultati delle misure di granulometria del particolato radioattivo nell'area di Bologna, per i diversi prodotti di fissione ad alta volatilità ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) e gli altri radioisotopi ( $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ), in tre campionamenti effettuati dal 2/5/1986 al 6/5/1986.

Nel rapporto viene dato poi ampio spazio ai risultati delle misure del corpo intero sia per un

gruppo di riferimento misurato periodicamente a Bologna, sia per singoli individui rientrati in Italia dopo aver soggiornato, in gran parte per ragioni di lavoro, in prossimità della centrale di Chernobyl o in altri paesi Europei.

Le valutazioni di dosi riferibili alla popolazione della zona di Bologna sono infine presentate sia in relazione all'inalazione iniziale sia in relazione all'ingestione di cibi contaminati basandosi rispettivamente sulle misure dell'aerosol atmosferico e sulle misure WBC

Una pubblicazione [2] riassume tutte le attività di misura espletate nei centri ENEA a tutto il 1990. Essa riporta infatti gli andamenti nel tempo delle attività individuali dei radioisotopi del cesio fino a 3.5 anni dopo l'incidente per i gruppi di riferimento della zona di Bologna (adulti maschi e femmine) e per i residenti nell'area di Roma, nonché la distribuzione geografica della contaminazione in Italia basata su una campagna di misure, espletata dal 21 al 30 Settembre 1987 (circa nel periodo nel quale ci si attendeva la massima contaminazione interna a seguito di ingestione) su gruppi selezionati di persone residenti in 20 località distribuite sul territorio nazionale. Le differenze tra regioni sono risultate statisticamente significative e mostrano un andamento decrescente da nord a sud Italia.

Vengono infine riportati la valutazione delle dosi da ingestione dei radioisotopi del cesio per tutto il periodo considerato e viene effettuata la comparazione degli andamenti della contaminazione interna del  $^{137}\text{Cs}$  a Bologna rilevata dal 1986 al 1989, e delle relative dosi, con quella misurata per il medesimo radioisotopo su un analogo gruppo di residenti biolognesi negli anni 1962-1967 a seguito degli esperimenti nucleari in atmosfera. I risultati mostrano nel caso di Chernobyl una minore permanenza ma una maggiore entità della contaminazione rispetto a quanto registrato negli anni '60. La contaminazione a seguito degli esperimenti nucleari in atmosfera è risultata infatti tale da generare una contaminazione interna più bassa ma più persistente (5 anni contro i 3 del dopo Chernobyl) dovuta al più prolungato fallout.

## Evoluzione delle metodologie di misura per dosimetria interna in ENEA

Nell'Aprile 1986 l'ENEA aveva potenzialità di misura per contaminazione interna sia con strumenti per la misura in vivo (WBC), principalmente nei centri di Bologna e Casaccia, sia con infrastrutture, installate precipuamente in Casaccia, per quanto attiene le misure in vitro (radiometria degli escreti).

Per la valutazione dell'evoluzione delle capacità di misure presenti in ENEA possono identificarsi due periodi: prima e dopo l'istituzione, nel 1993, dell'Istituto di Radioprotezione (IRP).

### *Fase pre-istituzione di IRP*

Dopo il referendum del 1987, nonostante l'enorme lavoro fatto per la valutazione dei rischi connessi all'incidente di Chernobyl sulla popolazione italiana, in ENEA anche la radioprotezione, come le attività più propriamente legate al nucleare, subisce un declino progressivo che si protrae fino ai primi anni '90. Le attività dei Laboratori, ridotte essenzialmente all'espletamento delle esigenze specifiche dei centri di appartenenza, soffrono di una drastica diminuzione degli investimenti e delle risorse dedicate, al che si aggiunge una non rara e comprensibile caduta di motivazione del personale addetto. Tutto ciò si ripercuote in una contrazione delle capacità operative con il rischio della perdita definitiva delle competenze.

In quegli anni operavano in ENEA 2 WBC a cella completamente schermata (centri di Bologna e Casaccia), 2 WBC da impianto a schermatura parziale (centri di Saluggia e Trisaia), tutti equipaggiati con rivelatore singolo tipo NaI(Tl) di grandi dimensioni. Presso il centro della Casaccia era inoltre presente un WBC a cella intermente schermata equipaggiato con cristallo rivelatore phoswich per le misure polmonari a bassa energia.



Per quanto concerne la radiotossicologia i laboratori presenti (3 laboratori chimici nei centri di Casaccia, Saluggia e Trisaia e 2 laboratori di radiochimica per il trattamento, l'analisi ed il conteggio dei campioni) erano sostanzialmente rivolti al soddisfacimento della sola utenza interna per la sorveglianza fisica di radioprotezione da esposizione interna del personale ENEA e provvedevano alla effettuazione dei controlli mediante analisi degli escreti (essenzialmente urine) via spettrometria gamma, spettrometria alfa per i radioisotopi del Pu, determinazioni di attività alfa e beta totale, determinazione di uranio con metodo fluorimetrico e di trizio in scintillazione liquida.

### *Fase post-IRP (da 1993)*

Una sensibile inversione di tendenza è stata avviata con la nascita dell'Istituto di Radioprotezione che dal 1993 raccoglie e coordina tutte le attività di radioprotezione esistenti all'interno dell'ENEA e che nasce con l'obiettivo di mantenere nel paese un presidio capace di operare nel campo della radioprotezione con metodi e tecniche al passo con l'evoluzione tecnico-scientifica.

I criteri ispiratori della riorganizzazione dei laboratori dedicati alla misura *in vivo* ed *in vitro* ai fini di dosimetria interna sono così riassumibili:

- ridefinizione dei ruoli: specificità dei laboratori e in alcuni limitati casi duplicabilità delle metodiche in centri diversi.
- accorpamento gestionale e riorganizzazione dei laboratori con riqualificazione delle attività.
- recupero di competenze su metodi di separazione ed analisi e tecniche di misura e monitoraggio.
- nuova impostazione legata non più alle sole attività interne all'ENEA, ma progressivamente rivolte anche alle esigenze esterne (attività di servizio).

A tutt'oggi i laboratori presenti in ENEA, riuniti dal 2010 nel "Laboratorio Integrato per il Monitoraggio e la Misura della Radioattività" (ENEA IRP-MIR), sono:

- Laboratorio misure *in vivo* CR Casaccia
- Laboratorio misure *in vitro* (Radiotossicologia) CR Casaccia
- Laboratorio misure *in vivo* CR Bologna
- Laboratorio integrato CR Saluggia (misure *in vivo* ed *in vitro*)
- Laboratorio integrato CR Trisaia (misure *in vivo* ed *in vitro*)

La situazione attuale dei sistemi di rivelazione *in vivo* in dotazione è la seguente:

- 1 WBC a cella interamente schermata per misure corpo intero o organo con impiego di 1 rivelatore HPGe (Casaccia)
- 1 WBC a cella interamente schermata per misure d'organo (polmoni) a bassa energia con impiego di due coppie di rivelatori HPGe (low energy) (Casaccia)
- 1 WBC a cella interamente schermata per misure corpo intero o organo con impiego di 1 rivelatore NaI(Tl) (Bologna)
- 2 WBC con schermatura parziale per misure corpo intero con impiego di 1 rivelatore NaI(Tl) (Saluggia, Trisaia)
- 2 WBC mobili per misure emergenza con rivelatore HPGe.
- 1 WBC mobile per misure emergenza con rivelatore NaI(Tl) (Bologna)

Per i sistemi di rivelazione per analisi radiotossicologiche la dotazione attuale è invece di:

- 5 spettrometri alfa (dotazione totale di 36 celle misura)
- 4 spettrometri gamma a pozzetto con rivelatore HPGe tipo p
- 5 spettrometri gamma a pozzetto con rivelatore HPGe tipo n
- 3 scintillatori liquidi tipo ultra low level

- 1 scintillatore liquido tipo low level
- 3 contatori alfa e beta totale (dotazione totale di 30 postazioni di conteggio)
- 1 spettrometro di massa tipo ICP

mentre per quanto concerne le infrastrutture è di:

- 8 laboratori chimica per trattamento/analisi campioni
- 3 laboratori radiochimica per trattamento/analisi campioni
- 3 laboratori di misurazione radiometrica

Le metodologie adottate per la progressiva riqualificazione dei laboratori possono essere così riassunte:

- Implementazione ed aggiornamento della strumentazione
- Revisione ed implementazione dei vecchi protocolli di analisi e, ove necessario, applicazione di nuovi metodi e/o protocolli.
- Messa a punto e qualificazione di tecniche di analisi per un più ampio spettro di radionuclidi
- Organizzazione di prove di intercalibrazione ed interconfronti interni fra i diversi laboratori IRP-MIR.

Nell'ambito di tale progetto di riqualificazione sono da citare i consistenti miglioramenti ottenuti in campo radiotossicologico, in particolare nelle metodiche di pretrattamento e analisi per gli attinidi (isotopi del Plutonio,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ ) sia nelle urine che nelle feci [3] [4], nelle tecniche di misura degli isotopi dell'Uranio, nell'estensione delle capacità di analisi a radionuclidi quali  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ .

Per quanto concerne la misura in vivo, oltre all'adozione di nuove tipologie di rivelatori e la realizzazione di sistemi WBC mobili, grande spazio è stato dedicato alla qualificazione delle misure, anche attraverso la realizzazione di idonei fantocci di calibrazione sviluppati attraverso l'associazione di metodiche sperimentali e tecniche di modellazione e simulazione numerica (codice Montecarlo). In tale ambito è da citare la progettazione e la realizzazione di un fantoccio per misure del contenuto di  $^{241}\text{Am}$  nell'osso cranico [5].

La qualità delle prestazioni fornite è sicuramente uno dei capisaldi posti a fondamento stesso delle attività dei Laboratori IRP ed a tal fine, oltre ad un capillare lavoro interno di omogeneizzazione delle procedure di analisi e verifica dei parametri di misura, la partecipazione regolare ad iniziative di intercalibrazione ed interconfronto è da anni la prassi regolarmente adottata e perseguita [6, 7, 8, 9]. Ciò è particolarmente importante per tipologie di misura, come quelle della radioattività in vivo ed in vitro, per le quali disporre di idonei standard di taratura può risultare problematico, sia per gli elevati costi finanziari che ciò comporta, sia per la difficoltà stessa di reperire sul mercato campioni metrologicamente qualificati.

A tale proposito si deve peraltro sottolineare come il progressivo, deciso miglioramento nel tempo della qualità complessiva delle prestazioni fornite dai singoli Laboratori evidenziato dagli esiti ottenuti nelle campagne di interconfronto, stia a testimoniare non solo l'importanza della partecipazione regolare a tali iniziative, ma più in generale del successo dell'intero progetto di riorganizzazione, delle sue finalità e delle strategie adottate per il loro conseguimento.

## Evoluzione delle metodologie di valutazione di dose interna

Anche nel campo della valutazione di dose da contaminazione interna dalla fine degli anni '90 sempre maggiore attenzione è stata posta nella qualificazione delle metodologie applicate. L'attenzione, nata in Italia come richiesta in ambito MIDIA [10] (coordinamento dei WBC operanti in Italia) ha visto una importante partecipazione di membri di IRP al Terzo interconfronto Europeo promosso come Action Group EULEP/EURADOS all'interno del 4° Programma Quadro Nuclear Fission (rapporto FZKA6457 [11]). Una importante risposta di

partecipazione è venuta dall'Italia, infatti dei 50 partecipanti ben 12 sono stati italiani. In base al risultato di partecipazione all'interconfronto europeo si è sentita l'esigenza di promuovere un interconfronto italiano di valutazione di dose interna con 5 casi di studio più aderenti alla situazione Italiana [12]. Da questa attività è nata l'esigenza da parte di alcuni membri di IRP di partecipare al progetto per redazione di linee guida europee sulla valutazione di dose interna. Allo scopo è stato proposto e accettato il progetto IDEAS [13] durante il 5° programma quadro Nuclear Fission. I lavori del progetto, di cui faceva parte anche un interconfronto per la prima applicazione del draft delle linee guida, si sono protratti dal 2001 al 2005, determinando la redazione delle Linee Guida IDEAS [14]. Negli anni successivi IRP ha mantenuto specialisti nelle diverse attività in ambito internazionale:

- Un task specifico del Work Package 5 (relativo alla dosimetria interna) del coordinamento CONRAD [15] ha permesso l'effettuazione di studi per l'aggiornamento di specifici aspetti delle linee guida IDEAS.
- Un training course sull'applicazione delle linee guida è stato promosso congiuntamente da EURADOS e IAEA nel Febbraio 2009 [16]
- Le attività del Working Group 7 di EURADOS (Internal dosimetry) proseguono tutt'ora per la redazione della revisione 1 delle linee guida IDEAS [17].
- Una proposta, recentemente avanzata da EC, per lo sviluppo futuro di un documento di riferimento dal titolo "Technical recommendation for monitoring individuals occupationally exposed to *internal* radiation", simile a quello sviluppato per la dosimetria personale esterna [18].

In tutte queste attività europee membri di IRP hanno mantenuto attività di coordinamento e proposta.

## Valutazioni dosimetriche su persone rientrate dal Giappone.

A richiesta di autorità diverse, nei primi giorni dopo l'inizio dell'incidente di Fukushima sono stati sottoposti a controllo di contaminazione interna alla tiroide una decina di individui provenienti principalmente dalla zona di Tokio.

Le misure sono state espletate nei WBC di Casaccia e Bologna. Le misure hanno riguardato il radionuclide <sup>131</sup>I in tiroide in quanto più semplicemente determinabile e più importante per le prime valutazioni dosimetriche basate sulla inalazione.

In genere le persone misurate erano presenti nella zona di Tokio durante la giornata del 15/3/2011, giornata nella quale, a causa del cambiamento della direzione del vento si sono avuti 3 incrementi del rateo di equivalente di dose ambientale fino a un fattore 5 superiore alle condizioni medie di riferimento dell'area, indice dell'arrivo, a tre riprese, di aria contaminata proveniente da Fukushima. Si è pertanto preso come riferimento come ora di introduzione per le successive valutazioni dosimetriche, le ore 12 di questo giorno.

Le determinazioni in tiroide sono state effettuate con un tempo di misura pari a 15 minuti. La minima attività rilevabile con i sistemi utilizzati è pari a 3 Bq di <sup>131</sup>I in tiroide.

Le misure sono state effettuate su persone di diverse età. Per la successiva valutazione di dose da inalazione si è dovuto quindi fare ricorso alle curve di ritenzione tiroidee ed ai relativi coefficienti di dose per 4 classi di età: 5, 10, 15 anni ed adulto. I valori dei parametri dosimetrici sono stati reperiti nel software MONDAL3 [19, 20].

I risultati delle misure e delle dosi impegnate ad essi riferite, sono riportati in Tabella 1.

Come si nota dalla tabella le dosi impegnate sono contenute, essendo pari al massimo a 0.5 mSv per la dose in tiroide e al massimo pari a 25 µSv per la dose efficace. La misura in tiroide permette una valutazione di dose più accurata rispetto a quella effettuata sulla base di misure

di escrezione urinaria in quanto più del 99% della dose efficace è relativo all'impegno di dose in tale organo.

Tabella 1. Risultati delle misure tiroidee e relative valutazioni dosimetriche su rientrati dal Giappone.

Identificativo	Classe età	Data di misura in tiroide	Giorni da 15/3/2011	Attività in tiroide (Bq)	Scarto tipo. (%)	Dose efficace impegnata (μSv)	Dose equivalente impegnata in tiroide (μSv)
C1	Adulto	17-Mar	2	105	13%	9	189
C14	Adulto	29-Mar	15	24	10%	7	150
C34	10 anni	29-Mar	15	4	25%	3	59
C58	5 anni	29-Mar	15	9	33%	17	330
C65	Adulto	29-Mar	15	19	11%	6	120
C92	Adulto	30-Mar	16	11	18%	4	74
C94	15 anni	30-Mar	16	9	22%	5	93
C96	15 anni	30-Mar	16	11	27%	6	110
C97	Adulto	30-Mar	16	< 3	-	< 1	< 20
C132	15 anni	30-Mar	16	7	14%	4	73
B1	Adulto	24-Mar	9	142	9%	24	490

Per confronto si consideri la dose efficace da esposizione alla radiazione cosmica naturale ricevuta durante un volo Roma–Tokio (12 ore ad una quota di 10000 m) che è calcolabile nel sito di EPCARD (European Program Package for the Calculation of Aviation Route Doses) [21] e pari a 62 μSv.

Si consideri inoltre che il valore di dose efficace considerata tale da comportare la non rilevanza radiologica di una nuova pratica con utilizzo di radiazioni ionizzanti, secondo quanto indicato al punto 0.1 a) dell'Allegato I al D.Lgs.230/95 s.m.i., è posta pari a 10 μSv all'anno e che la dose efficace individuale da sorgenti naturali di radiazioni è pari in media a 3300 μSv all'anno per la popolazione italiana [22] ed a 2400 μSv all'anno per la popolazione mondiale [23].

## Conclusioni

Nel corso degli anni le attività ENEA di misura di contaminazione interna sono state riorganizzate e accorpate in IRP per utilizzare le favorevoli sinergie di diversi laboratori dislocati lungo tutta la penisola e realizzare un unico sistema integrato volto a fornire all'Agenzia stessa ed al Paese un servizio in grado di affrontare il più ampio spettro di problematiche nel campo. Tale progetto, alla cui base era stata innanzitutto la volontà, per anni "controcorrente", di conservare un patrimonio di competenze scientifiche altrimenti destinate a livello nazionale ad un progressivo depauperamento, è stato realizzato da un lato trasferendo, uniformando ed aggiornando metodiche e procedure operative, dall'altro razionalizzando ed implementando dotazione strumentale e specializzazioni, il tutto nella prospettiva di un modus operandi sinergico volto al potenziamento della capacità complessiva d'intervento e ad una sempre maggiore affidabilità del dato fornito. In tale ottica, ampie risorse sono state dedicate alla qualificazione delle prestazioni attraverso la regolare partecipazione alle più valide iniziative di interconfronto a livello internazionale, oggi le migliori testimonianze dell'eccellente grado di qualità raggiunto dal sistema dei Laboratori IRP

Le attività di qualificazione delle metodiche di valutazione di dose interna nate come esigenza nazionale hanno visto la partecipazione e la promozione a livello europeo all'interno del 4°, 5°, 6° e 7° programma quadro Nuclear Fission della EU, con modalità diverse (concerted action, progetti, coordinamenti, task group). Al momento i rappresentanti IRP forniscono un contributo

indispensabile al mantenimento delle linee guida elaborate ed al loro futuro ampliamento anche nella redazione di un documento europeo di riferimento quale quello già sviluppato per il monitoraggio della dosimetria esterna.

L'Istituto di Radioprotezione dell'ENEA manterrà le competenze nel campo tramite la partecipazione ai gruppi europei ed internazionali di riferimento, specialmente in ambito EURADOS. Con l'adozione del nuovo documento di riferimento ICRP denominato Occupational Intakes of Radionuclides [24] (OIR), nel prossimo futuro occorreranno inoltre attività di formazione per l'applicazione della nuova modellistica biocinetica e dosimetrica di prossima elaborazione da parte dell'ICRP, sia a livello nazionale che internazionale.

Le risorse umane da impegnare nell'argomento dovranno essere commisurate alle esigenze di aggiornamento previste nel breve-medio termine.

1. C. Melandri et al. *Misure di contaminazione interna mediante Whole Body Counter e di contaminazione atmosferica eseguite fino al 31.12.1986 dall'ENEA-PAS di Bologna in seguito all'incidente di Chernobyl* Rapporto Tecnico ENEA RT/PAS/87/7 - ISSN/393-6309 (1987).
2. G. Tarroni et al.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  human internal contamination in Italy following the 1986 Chernobyl event *Radiat. Prot. Dosim.* 32(4), 259-271 (1990).
3. I. Giardina, L. Andreocci, S. Bazzarri, L. Mancini, P. Battisti *A comparison of different radiochemical methods applicable for the determination of plutonium isotopes in urine via alpha spectrometry* *Czechoslovak Journal of Physics*, Vol. 56 (2006).
4. D. Arginelli, M. Montalto, S. Bortoluzzi, M. Nocente, M. Bonardi, F. Groppi *Radioanalytical determination of americium in human urines by extraction chromatography and high resolution alpha-spectrometry* *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 263, No. 2 (2005).
5. G. Gualdrini, P. Battisti, R. Biagini, P. De Felice, A. Fazio, P. Ferrari *Development and characterisation of a head calibration phantom for in vivo measurement of actinides* *Applied Radiation and Isotopes*, Vol. 53, N. 1-2 (2000).
6. Thieme, M., Hunt, E. L., König, K., Schmitt-Hanning, A. and Godde, R. *European Whole Body Counter Measurement Intercomparison.* *Health Phys.* 74(4), 465-471 (1998).
7. Kramer GH, Loesch RM, Olsen PC. *The 1993 Intercomparison of the Measurement of In Vivo Radioactivity.* *Radiat. Prot. Dosim.* 86(3),197-205 (1999).
8. R. Fottorino, M. Ruffin and Ph. Bérard *PROCORAD's international proficiency testing for radio-bioassays* *Int. J. Metrol. Qual. Eng.* 1, 99-103 (2010)
9. Web site: <http://www.procorad.org/> con accesso 10/10/2011
10. G. Tarroni et al. *An Intercomparison among the whole-Body Counter centers operating in Italy* *Phys. Medica* 11(3) pp. 103-110 (1995).
11. Web site <http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA6457.pdf> con accesso 10/10/2011.
12. C.M. Castellani and A. Luciani *Italian Intercomparison Exercise on Internal dose assessment* *Radiat. Prot. Dosim.* 105(1-4), 443-446 (2003)
13. H. Doerfel et al. *Guidance on internal dose assessments from monitoring data (project IDEAS)* *Radiat. Prot. Dosim.* 105(1-4), 645-647 (2003).
14. Web site: <http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA7243.pdf> con accesso 10/10/2011
15. M.A.Lopez et. al. *Coordination of research on internal dosimetry in Europe: the CONRAD project* *Radiat. Prot. Dosim.* 127(1-4), 311-316 (2007).
16. C.M. Castellani et al. *Results of an internal dose assessment intercomparison exercise after a EURADOS/IAEA training course* *Radiat. Prot. Dosim.* 144(1-4), 592-595 (2011).
17. M.A. Lopez *EURADOS coordinated action on research, quality assurance and training of internal dose assessments* *Radiat. Prot. Dosim.* 144(1-4), 349-352 (2011).
18. European Commission Radiation Protection No 160 - Technical recommendation for monitoring individuals occupationally exposed to external radiation EC Directorate-General for Energy and Transport 2009 disponibile al sito web: [http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation\\_protection/publications\\_en.htm](http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/publications_en.htm) con accesso 10/10/2011
19. N. Ishigure *Electronic Look-up Tables on Retention and Excretion of Radionuclides as a PC Based Support System for Internal Dosimetry* *Radiat. Prot. Dosim.* 93(2), 161-165 (2001)
20. E. Ansoborlo et al. *Review of methods and computer codes for interpretation of bioassay data* *Radiat. Prot. Dosim.* 105(1-4), 341-346 (2003)
21. Web site: <http://www.helmholtz-muenchen.de/en/epcard-portal/dose-calculation-on-a-journey/index.html> e articolo *Rad. Prot. Dosim.* 136 (4): 262-266 (2009)

22. Tabella 6.14 di "Annuario dati Ambientali - Radiazioni Ionizzanti", APAT, 2003.
23. *UNSCEAR Report 2008, Sources and Effects of Ionizing Radiations*, United Nations, Tabella 1, New York, 2010
24. D. Nosske et al. *New Developments in internal dosimetry models* Radiat. Prot. Dosim. 144 (1-4), 314-320 (2011).





# Il programma EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety) della IAEA

Cristina Nuccetelli

Dipartimento tecnologie e salute - Istituto Superiore di Sanità - Roma

Il programma EMRAS è nato nel 2003, su iniziativa della IAEA, con l'obiettivo di migliorare la capacità degli Stati Membri nello sviluppare modelli per il trasferimento dei radionuclidi nell'ambiente. Lo scopo era ovviamente stimare l'esposizione della popolazione e dell'ambiente per assicurare un adeguato livello di protezione in situazioni di "existing exposures" (per es. NORM) o a seguito di un rilascio di radioattività. Questo programma ha trovato le sue basi in attività precedenti, quali BIOMOVs (BIOSpheric Model Validation Study) e BIOMOVs II, promossi dall'Autorità svedese di radioprotezione nel 1985, e in due programmi finanziati dalla IAEA: VAMP (Validation of Model Predictions, 1988-1996) e BIOMASS (BIOSphere Modelling and ASSESSment, 1996-2001). Dopo la conclusione di una prima fase di EMRAS nel novembre 2007, è iniziato il programma EMRAS II che, mantenendo le stesse finalità generali del programma originale, prosegue nello sviluppo e nella validazione di modelli. La conclusione di EMRAS II è prevista per marzo 2012.

In questo lavoro saranno illustrati le tematiche, gli ambiti e le finalità specifiche di questo programma in cui sono coinvolti tanti esperti e ricercatori del settore.

## Obiettivi e struttura del programma EMRAS II

L'obiettivo generale del programma EMRAS II, in analogia alle attività precedenti, è quello di migliorare le capacità nel campo della valutazione della dose da radioattività ambientale, e questo avviene attraverso:

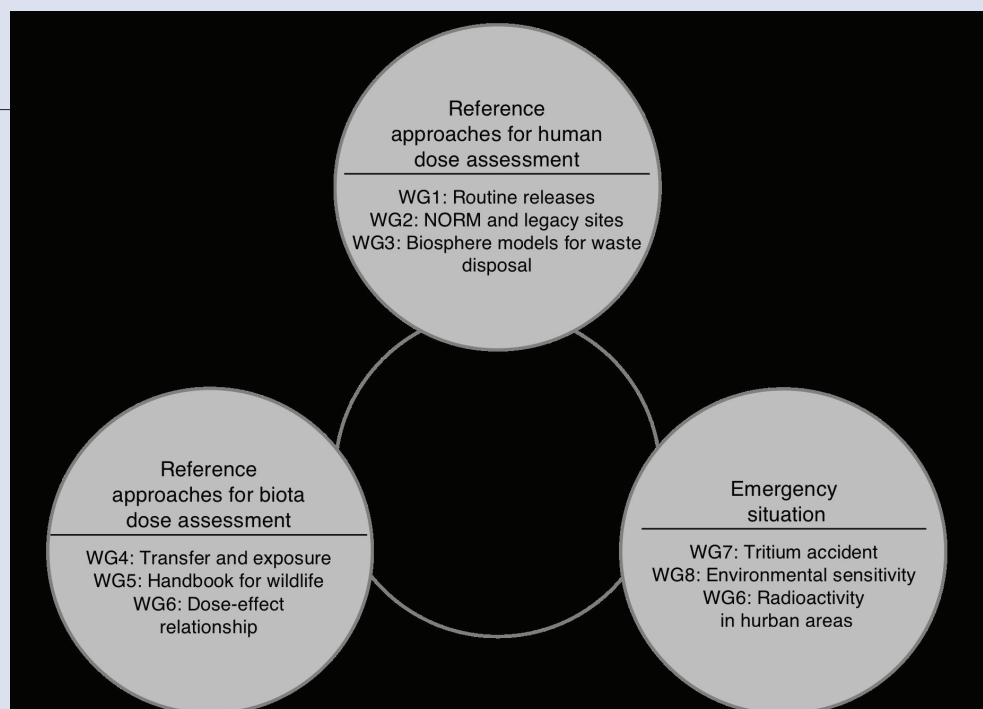
- l'acquisizione di dati più affidabili e aggiornati per provare i modelli
- il confronto tra i risultati prodotti con modelli diversi e da diversi *modellers*
- il raggiungimento di un consenso su:
  - le filosofie di modelling
  - gli approcci e i valori dei parametri
  - lo sviluppo di migliori metodi di modelling
- lo scambio di informazioni tra ricercatori ed esperti.

Le attività di EMRAS II sono quindi particolarmente indirizzate al miglioramento dei modelli di trasferimento ambientale, ai fini della riduzione delle incertezze associate, e allo sviluppo di nuovi approcci per rendere più robusta la valutazione dell'impatto radiologico sull'uomo, la flora e la fauna, causato dalla presenza di radionuclidi nell'ambiente.

L'attività di EMRAS II è organizzata in nove gruppi di lavoro (WG) nell'ambito di tre tematiche generali, come schematizzato in fig. 1.

Nei paragrafi successivi è riportata una descrizione sintetica delle attività svolte dai vari gruppi (WG) di lavoro. Tutte le informazioni di seguito riassunte sono reperibili con maggior dettaglio sul sito della IAEA dedicato al programma EMRAS II: <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/emras2/>.

Figura 1. Organizzazione delle tematiche e dei gruppi di lavoro del programma EMRAS II.



## Tematica 1. Reference Approaches for Human Dose Assessment

WG 1 – *Reference methodologies for Controlling Discharges of routine releases.*

Scopo del gruppo è lo sviluppo di metodologie per la realizzazione di modelli di riferimento standardizzati e armonizzati per la stima dell'impatto radiologico sulla popolazione e sull'ambiente nelle situazioni seguenti:

1. rilascio pianificato;
2. "existing exposures".

È stato considerato un certo numero di scenari (per es. rilasci nel fiume Ottawa dai Laboratori di Chalk River in Canada; rilasci nell'ambiente marino dalla centrale nucleare di Sizewell in Gran Bretagna, ecc.).

WG 2 – *Reference approaches to modelling for management and remediation at "NORM and Legacy Sites".*

Il lavoro del gruppo è concentrato sulle aree interessate da residui dell'industria mineraria, sia estrattiva che di lavorazione (per es. miniere di uranio e metalli, impianti di produzione di acido fosforico ecc.) e, genericamente, sulle contaminazioni dovute ad attività passate. Lo sviluppo di modelli è finalizzato alla stima

1. dell'impatto ambientale e dei rischi;
2. degli effetti delle azioni di rimedio.

WG3 – *Reference models for "Waste Disposal".*

Il gruppo di lavoro affronta il problema della *modelling* dei possibili effetti su un deposito permanente di scorie nucleari causati da:

1. cambiamenti ambientali;
  - clima;
  - cambiamenti del paesaggio;
  - acque di falda e livello del mare;
  - cambiamenti nell'uso del territorio;

2. processi nelle zone di transizione tra geosfera e biosfera;
  - sono state identificate diverse interfacce geosfera/biosfera di potenziale interesse;
  - sono stati individuati i dettagli specifici per ogni tipologia di sito;
3. importanti processi di migrazione e accumulazione all'interno della biosfera, processi che in molti casi sono specifici per i radionuclidi coinvolti e/o per il sito in cui avvengono.

## Tematica 2. *Reference Approaches for Biota Dose Assessment*

### WG 4 – *Biota Modelling*.

Il lavoro di questo gruppo è finalizzato a migliorare le capacità di proteggere l'ambiente degli Stati Membri delle Nazioni Unite. Questo obiettivo è perseguito attraverso il confronto e la validazione dei modelli che sono in uso o in fase di sviluppo per la stima della dose alla flora e alla fauna. Questi modelli potrebbero diventare parte del processo normativo per le autorizzazioni e il controllo, in fase di esercizio, del rilascio di radionuclidi nell'ambiente da un impianto nucleare.

### WG 5 – *Wildlife Transfer Coefficient" Handbook*.

Il gruppo di lavoro è stato istituito per contribuire allo sviluppo e alla realizzazione di un *Wildlife Transfer Parameter Database* online. Questo sarà poi utilizzato nella scrittura di un manuale IAEA che sarà pubblicato nella collana Technical Reports Series sui coefficienti di trasferimento dei radionuclidi dall'ambiente alla fauna selvatica.

In parallelo la IAEA, in collaborazione con l'*International Union of Radioecology* (IUR), ha creato un gruppo ristretto per sviluppare un *database on line* di coefficienti di trasferimento, inizialmente costituito dai dati del progetto ERICA, per fornire tabelle di dati al manuale IAEA sopra citato.

Un ulteriore obiettivo del WG5 è effettuare una *peer review* del testo del manuale.

### WG 6 – *Biota Dose Effects Modelling*.

Questo gruppo di lavoro, organizzato in 5 sottogruppi, si pone l'obiettivo di derivare le relazioni tra l'esposizione alle radiazioni ionizzanti e gli effetti sulla flora e la fauna. Le attività dei sottogruppi sono articolate come segue:

1. aggiornamento del *database*;
2. curve di dose e risposta e curve di sensibilità per diverse specie;
3. modelli di popolazioni e metodi alternativi;
4. cause multiple di stress;
5. dati sull'ambiente del fondo marino canadese.

Tutti i sottogruppi contribuiscono alla stesura dei rapporti e delle linee guida.

## Tematica 3. *Approaches for Assessing Emergency Situations*

### WG 7 – *Tritium Accidents*.

L'attività di questo gruppo di lavoro è focalizzata sullo sviluppo di un modello di riferimento dinamico per stimare l'esposizione al trizio a seguito di un rilascio accidentale.

I processi coinvolti nel trasferimento del trizio nell'ambiente saranno analizzati in funzione delle condizioni ambientali, della stagione e dell'ora della giornata. Un aspetto importante è l'integrazione dei dati atmosferici reali nel modello, per permettere una stima affidabile del comportamento del trizio in atmosfera.

### WG 8 – *Environmental Sensitivity*.

L'attività di *modelling* di questo gruppo è relativa alla stima degli effetti a lungo-medio termine sugli ambienti agricoli e semi-naturali dopo una situazione di emergenza. In particolare:

1. formulare il concetto di sensibilità ambientale;
2. compilare un elenco di fattori di sensibilità;
3. delineare alcuni scenari;
  - ambiente agricolo (Europa e Canada);
  - ambiente alpino (Europa Centrale);
  - foresta in clima temperato (Europa e Canada);
  - ambiente artico (Europa e Canada);
  - ambiente di acqua dolce ;
  - ambiente costiero marino;
4. organizzare esercitazioni di *modelling*.

WG 9 – “Urban” Areas.

Il gruppo di lavoro affronta il problema della *modelling* delle situazioni urbane: in particolare viene analizzata la dispersione di radionuclidi e quanto questi siano trattenuti nell'ambiente. Sono state quindi individuate tre linee di attività:

1. dispersione atmosferica a corto raggio;
2. dispersione atmosferica a medio raggio;
3. trasporto dei contaminanti e contromisure.

È già stato annunciato che l'attività di EMRAS II continuerà con il nuovo programma quadriennale MODARIA (MOdelling and DAta for Radiological Impact Assessments) che inizierà a novembre 2012 con un primo riunione presso la sede della IAEA a Vienna.

# Aspetti salienti dell'incidente nella centrale nucleare di Fukushima

*Marco Gervasi*

ISPRA, Roma, Italia

Il Giappone è uno dei paesi industrializzati con il maggior numero di reattori nucleari in funzione. La produzione di energia elettrica da fonte nucleare fornisce oggi circa un terzo del fabbisogno energetico del paese. Come è noto, il giorno 11 di marzo si è verificato un terremoto del 9 grado della scala Richter, seguito da uno tsunami le cui onde hanno investito la costa nord orientale, sommergendo grandi porzioni di territorio e danneggiando in modo molto grave la centrale elettronucleare di Fukushima. La centrale di Fukushima, costituita da sei unità equipaggiata con reattori di tipo BWR, è entrata in servizio nel 1971; fino al momento dell'incidente era in funzione grazie ad una estensione di vita autorizzata all' esercente TEPCO da parte della NISA, l' autorità di sicurezza nucleare giapponese.

In un primo momento non sembrava che il terremoto avesse prodotto danni gravi; infatti, gli accelerometri preposti alla rilevazione di terremoti, avevano correttamente avviato l'arresto rapido di tutti i reattori attivi della centrale e si erano avviati i sistemi per la rimozione del calore residuo, alimentati dai diesel generatori di emergenza entrati in funzione a causa della perdita di alimentazione esterna.

L'evento che ha originato l'incidente nucleare è stata la successiva onda di Tsunami che ha bloccato il funzionamento dei gruppi elettrogeni di emergenza e reso non operabili i componenti dei sistemi di sicurezza. L' indisponibilità prolungata della funzione di refrigerazione del reattore ha determinato un serio danneggiamento del combustibile dei reattori e di quello presente nelle piscine, fenomeni di esplosione da idrogeno, rilasci di radioattività nell'atmosfera ed in acqua ed ha richiesto l'adozione di molteplici interventi d'emergenza per mitigare l'evoluzione dell'incidente, che non è si è ancora concluso con la definitiva messa in sicurezza dei reattori.

La TEPCO ha proposto una "road map" (programma di interventi sequenziali) con la quale intende risolvere definitivamente l'emergenza portando i reattori danneggiati in sicurezza ("fermo a freddo" con refrigerazione in loop chiuso).

La presentazione descrive gli eventi che si sono succeduti nel sito di Fukushima fino ad oggi descrivendo gli accadimenti principali, le contromisure adottate e da attuare per raggiungere una condizione sicura e stabile nel tempo.



# Data and uncertainties in the Fukushima accident

Eugenio Tabet

formerly at the Physics Laboratory of the National Institute of Health Rome, Italy

## Introduction

We shall first present a short review of the Fukushima 11 March events. We shall then remember the basic data about the 4 reactors, the only ones at the Fukushima nuclear park that have been heavily hit by the combination of the earthquake and the tsunami. After a few comments on the 15 March NRC hypothesis and the Japan emergency countermeasures, we shall discuss some conjectures on the size of the radioactive release (*as could be understood on June of this year*). A special attention is then devoted to the so called criticality puzzle, i.e. the hypothesis that in some of the four reactors a criticality return could have happened, after 11 of March. A short critical review of some of the missing items, which would instead be needed for a first appraisal of the radiological dimension of the accident, will conclude this presentation.

## The accident

On March 11th of this year a very serious earthquake, the magnitudo of which has been estimated, at the epicenter, equal to the value 9 of the Richter scale, hit the eastern coast of Japan. Among others, several nuclear power plants, located in two sites of Fukushima, Daiichi and Daini, were immediately affected by the event (it should be noted, however, that at Fukushima the magnitudo has been estimated to reach the value 7 of the Richter scale). One has to remember that in Fukushima-Daiichi 6 BWR reactors had been operational, with startups ranging from 1970 to 1979. At Fukushima-Daini, on the other hand, 4 BWR are operational, all relatively less aged than the six quoted before. One should consider that the long operational time of the Fukushima reactors is not an exception in the Japanese nuclear panorama, as it is shown in fig. 1.

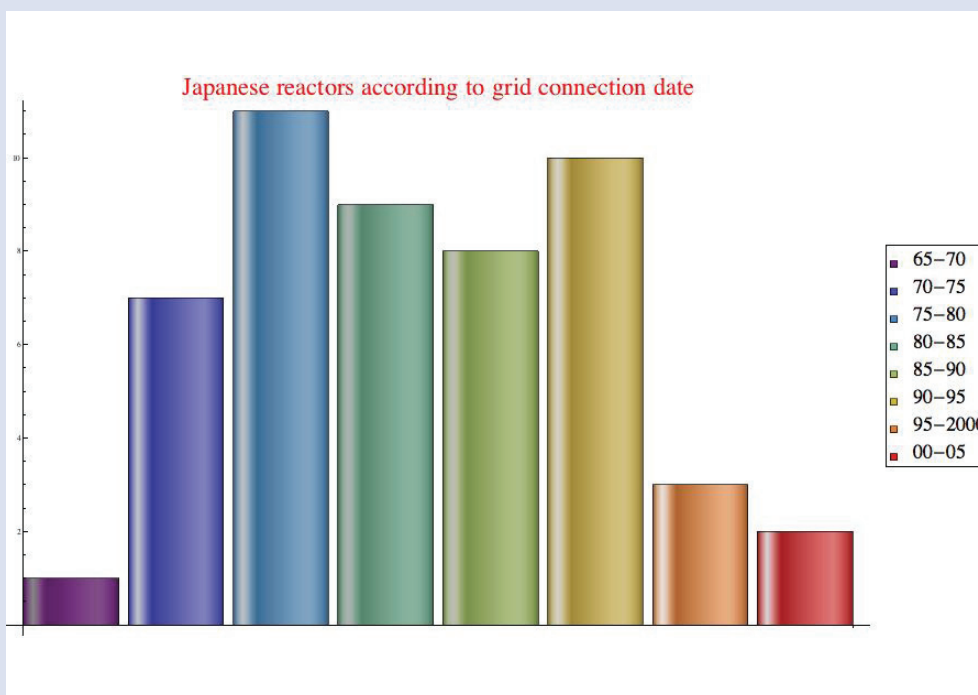


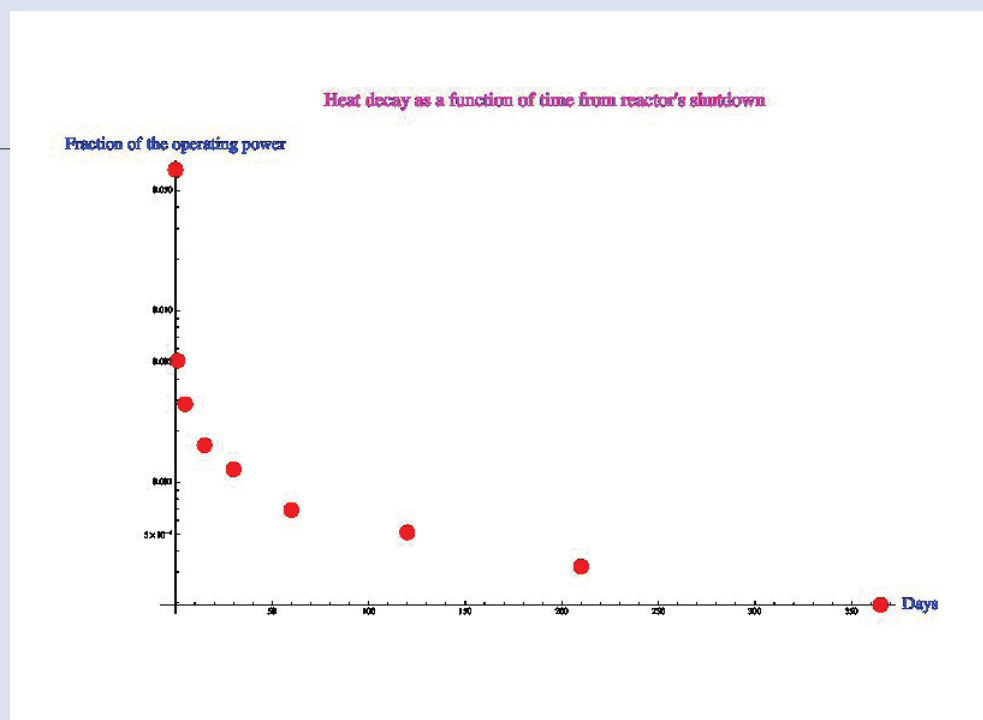
Figure 1. Distribution of Japanese nuclear power plants according to operating ages.

While the reactors of the Daini site could be safely shut down and did not suffer from any major damage, in the case of Daiichi the first four reactors of this six reactor site will be heavily affected by the natural event. At the time of the earthquake the units 1, 2 and 3 were in operation whereas the reactor number 4 had been shut down for normal maintenance operations, its fuel had been taken away from the core but a considerable amount of irradiated fuel was stored in its spent fuel pool.

Approximately one hour after the earthquake a *tsunami* wave, whose height has been estimated to exceed 10 meters, hit the Daiichi site. Immediately after the earthquake wave the three active reactors were shut down, following the standard emergency procedure, but as a consequence of the earthquake the local electric grid was lost. As the fuel must be refrigerated in all circumstances, also when the nuclear chain reaction is turned off (as one has to dissipate the considerable amount of heat -see fig. 2- generated by the radioactive decay of the fission products embedded in the uranium rods) the emergency cooling system was activated powering it with the emergency diesel generators. Unfortunately, the subsequent *tsunami* wave, by flooding the areas where the diesel generators were located, cut off the only available power source so that the fuel started to overheat. When this happens, if no effective action is taken, the decay heat produces, at the beginning, a damage both in the fuel and in its zircalloy cladding and, subsequently, a meltdown of the reactor core, where the fuel rods are assembled. As a consequence, the radioactive elements, which are trapped inside the fuel, can now migrate from the fuel to the reactor atmosphere and, subsequently, into the biosphere, with a percentage related to their volatility.

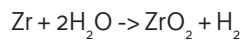
We shall not follow here the complex dynamics of the evolution of the accident which, by the way, has not been identical for the four reactors: for a detailed report please refer to the IAEA (International Atomic Energy Agency) series<sup>1</sup> of briefings, starting from 11 of March, where a fairly detailed description of the events is presented. We shall instead focus on the evaluation of the released activities from the damaged reactors and on the calculation of the contamination pattern around Fukushima.

Figure 2. The time behaviour of the heat generated by fission products decay after the shutdown of the chain reaction.





For the Daiichi reactors the absence of any adequate cooling together with several strong water reactions with the fuel zircalloy claddings, according to the scheme :



produced the following consequences:

1. the loss of the external containment (not for the reactor number 2);
2. a large scale meltdown of the uranium fuel;
3. a serious damage to the basic safety structures- the so called primary containment;
4. a likely large scale release of the radioactive material -that is the fission products- that was embedded inside the uranium matrix.

Unfortunately, as it is shown in Table 1. reporting one of the IAEA releases on the accident follow-up, the kind and the scale of the damage to the different safety barriers inside the reactors, i.e. the fuel itself, the claddings, the pressure vessel and the concrete shell and, finally, the reactor's building, have not been fully understood for several weeks. This explains why in the first weeks after the March catastrophe all the radiological evaluations were definitely uncertain

Unit	1	2	3	4
Power (MWe /MWth)	460/1380	784/2381	784/2381	784/2381
Type of Reactor	BWR-3	BWR-4	BWR-4	BWR-4
Status at time of EQ	In service – auto shutdown	In service – auto shutdown	In service – auto shutdown	Outage
Core and fuel integrity	Damaged	Damaged	Damaged	No fuel in the Reactor
RPV & RCS integrity	RPV temperature decreasing	RPV temperature stable	RPV temperature stable	Not applicable due to outage plant status
Containment integrity	No information	Damage suspected	Damage suspected	
AC Power	AC power available - power to instrumentation – Lighting to Central Control Room	AC power available – power to instrumentation – Lighting to Central Control Room	AC power available – power to instrumentation – Lighting to Central Control Room	AC power available – power to instrumentation – Lighting to Central Control Room
Building	Severe damage	Slight damage	Severe damage	Severe damage
Water level of RPV	Around half of Fuel is uncovered	Around half of Fuel is uncovered	Around half of Fuel is uncovered	
Pressure of RPV	Slowly increasing	Stable	Stable	
CV Pressure Drywell	Stable	Stable	Stable	Not applicable due to outage plant status
Water injection to RPV	Injection of freshwater – via mobile electric pump with off-site power	Injection of freshwater – via mobile electric pump with off-site power	Injection of freshwater – via mobile electric pump with off-site power	
Water injection to CV	No information	No information	No information	
Spent Fuel Pool Status	Fresh water injection by concrete pump truck	Freshwater injection to the Fuel Pool Cooling Line	Freshwater injection via Fuel Pool Cooling Line and Periodic spraying	Fresh water injection by concrete pump truck

Table 1. IAEA 4 May report on the damage to the Daiichi reactors.

05/04/2011 07:00 UTC.

## The release

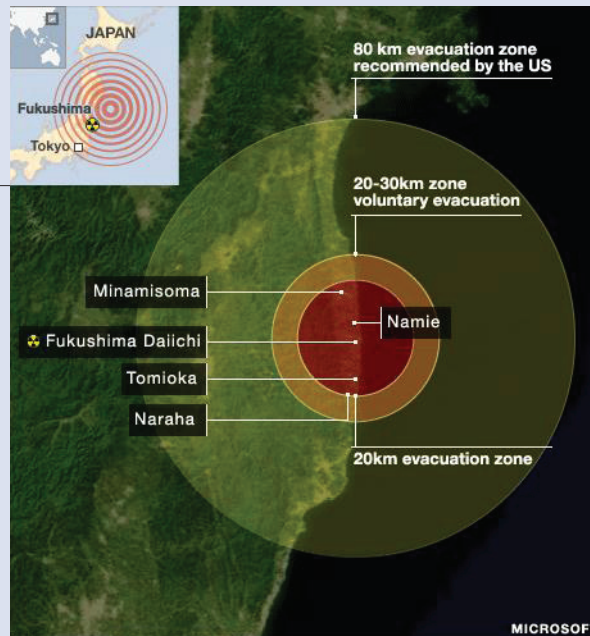
This uncertainty is reflected in the different evaluations that have been performed by the Japanese and the US Nuclear Regulatory Commission, NRC <sup>2</sup>, as for the space range of the hypothetical harmful consequences of the radioactive release. The situation is well represented in the following picture.

It can be shown <sup>3</sup> that the NRC evaluation is compatible with a very severe release of radioactive material from the Daiichi reactors, with several tenths of the fuel radioactive inventory released to the atmosphere.

So the crucial questions arising in the first weeks after 11 March, requiring a definite answer in order to be able to make a first estimate of the radiological consequences of the accident, can be summarized as follows:

1. What is the level of integrity of the reactor structures?
2. Which nuclides are present in the release?
3. What is the amount of the release?
4. How the released radioactive material has been distributed between the mainland and the Ocean?

Figure 3. The different scale of radiological countermeasures by the Japanese health authorities and the US NRC 15 March recommendation.



Some hint on the amount of the release has been given by the joint American-Japanese airborne measurements performed at the end of April 2011, the results of which <sup>4</sup> are shown in the next figure 4. We notice that the measurements refer only to the Caesium content of the material deposited onto the ground; as for the other nuclides (notably Iodine isotopes) the measurements around Daiichi have been, in the early phase after the accident, rather scattered so that it would have been hard to get from

them a significant pattern of ground contamination. If one uses a mix of various inputs:

1. the integral of the ground contamination measures for Caesium isotopes 134 and 137;
2. the first data <sup>5</sup> presented by the Japanese nuclear safety agency, concerning only a few of the relevant nuclides;
3. an appreciation of the degree of damage to the reactor structures, including the circumstance that some of the main safety barriers were not completely lost.

one arrives at the following conclusions. By using the algorithm *Rana* <sup>6</sup> one can calculate the INES level of the accident and the Iodine-equivalent release with the following result (treating the Daiichi reactors 1-3 as a unique reactor with an overall thermal power equal to the sum of the powers of the three reactors, that is 6140 MW):

$$\text{Equivalent Release} = 2.81 \times 10^2 \text{ PBq} \quad \text{Ines Level} \rightarrow 7$$

where the following provisional assumptions have been made, *considering only the noble gases, the Iodine and the Caesium isotopes due to the lack of data for other fission products*:

1. the reactors have been in operation for approximately 16 months;
2. the Iodine and Caesium release fractions are, approximately, the same;
3. all of the noble gases, Krypton and Xenon, embedded in the fuel, have been released to the environment (release fraction =1);
4. a relevant fraction of the released material has been dispersed on the Ocean, as suggested from the data presented by NISA (the Japanese nuclear safety board) combined with those

from the US-Japan measurements.

We get then the following results:

Release Fractions for the three groups of nuclides (Noble Gases, Iodine and Caesium): { .25, 0.01, 0.015 }

Release time since Reactor' Shutdown days : 0 ; Release duration, hours : 72

The values for the release have been *normalized to the fraction of the radioactive material that has been deposited on the mainland*, as can be inferred by comparing the ground deposition measurements with the data of ref. 5.

These results would place the Fukushima release at some point below one tenth of the values that have been calculated for the 1986 accident at the Chernobyl nuclear power plant (see ref.7).

With the help of *Rana* one can estimate the ground contamination profile for Caesium-137, shown in fig. 5, and compare it with the findings reported in fig. 4, supporting the estimated release for Caesium-137.

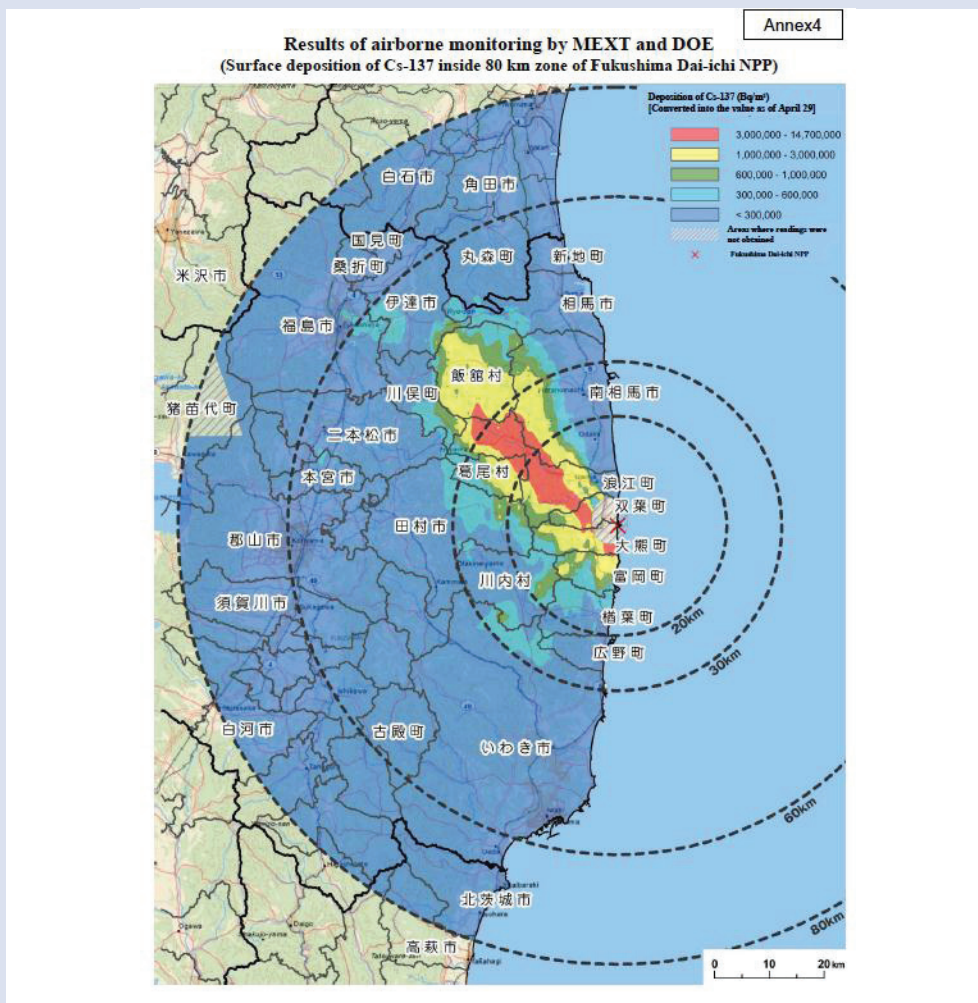


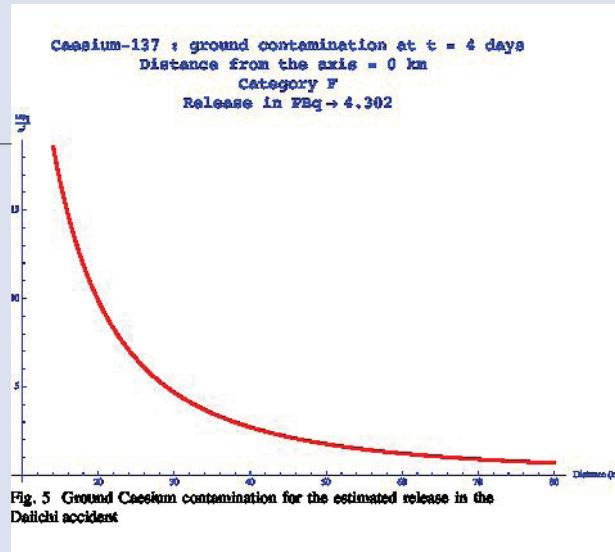
Figure 4.

## The criticality puzzle

Since the first days after the accident there have been some rumors about a possible criticality renewal after the shutdown of the Daiichi reactors, following the 11 March earthquake.

We shall here limit to a discussion of some measurements of the ratio I/Cs which could indicate that some bursts of nuclear reaction have been present also in the days after the accident.

Figure 5. Ground Caesium contamination for the estimated release in the Daiichi accident.



If the chain reaction in the reactor starts at  $t = t_0$ , with  $\eta$  representing the thermal fission yield for the chosen nuclide,  $\Gamma$   $\tau$   $\theta$  being, respectively, the total number of fissions per second, the mean life of the selected nuclide and the step function, then the number  $n(t)$  of nuclei of the given nuclide at time  $t \geq t_0$  is obtained by solving the equation:

$$\frac{\partial n(t)}{\partial t} = -\frac{n(t)}{\tau} + \eta \Gamma \theta (t - t_0) \theta(t_1 - t)$$

$t_1$  being the time at which the reactor has been shut down, with the initial condition:

$$n(t_0) = 0.$$

It is easily shown that for  $t > t_1$  the activity will be given by:

$$\eta \Gamma e^{-\frac{(t-t_1)}{\tau}} \left\{ 1 - e^{-\frac{(t_1-t_0)}{\tau}} \right\}$$

If the time span of the chain reaction  $t_1 - t_0$  is  $\ll \tau$ , then for the activity  $A(t)$  one gets: whereas if  $t_1 - t_0 \gg \tau$  then  $A(t)$  will be given by:

$$A(t) \approx \eta \Gamma e^{-\frac{(t-t_1)}{\tau}} \frac{(t_1 - t_0)}{\tau}$$

Therefore with two nuclides A and B for which  $\tau_A \ll t_1 - t_0$  and  $\tau_B \gg t_1 - t_0$ , it can be shown that the ratio of their activities will be approximately given by:

$$\frac{\eta_A \tau_B}{\eta_B (t_1 - t_0)} e^{-\frac{(t-t_1)}{\tau_A}}$$

Then, for the normal operation of a reactor, for which  $t_1 - t_0$  can be assumed of the order of 1 year, taking into account the case of I-131 and Cs-137, one gets for the I/Cs ratio of activities, if

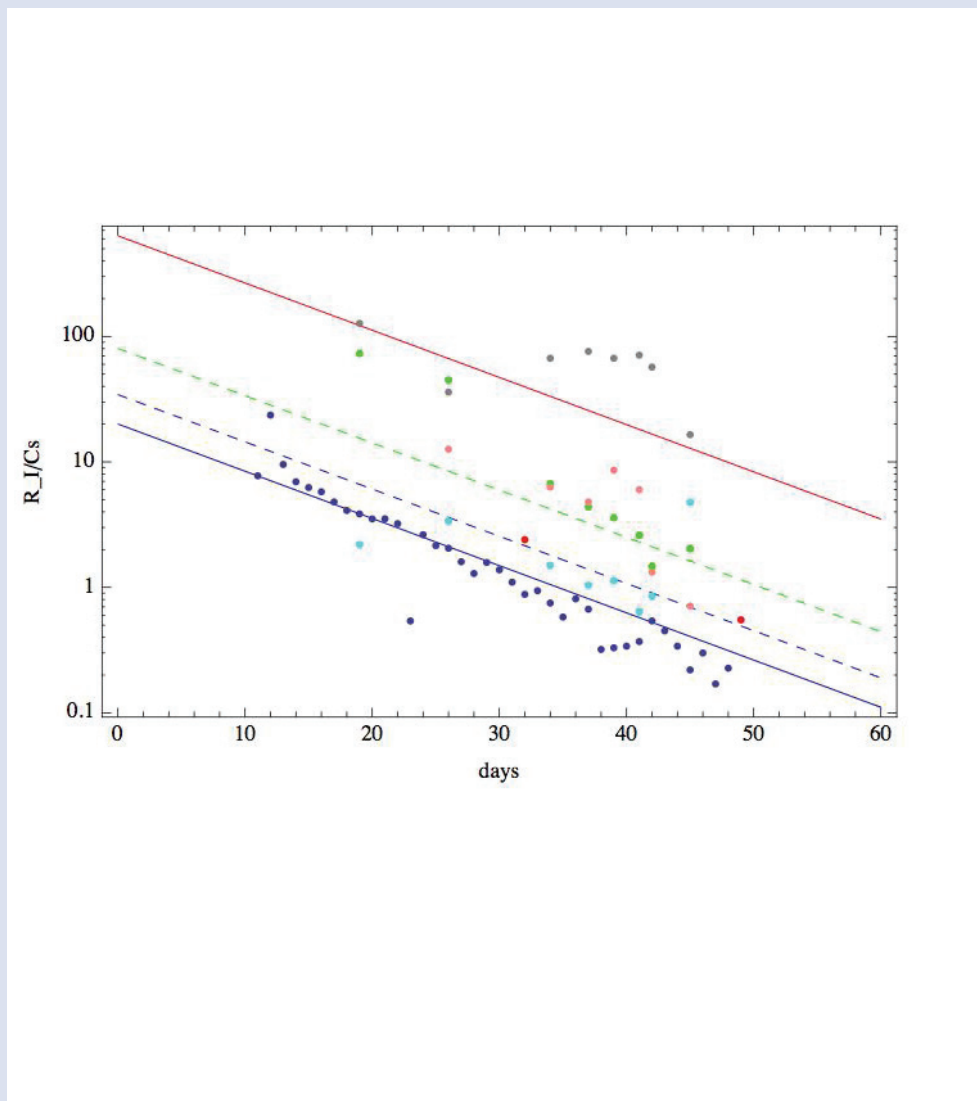
$t_1 - t_0 = 365$  is assumed ( $\tau$  is the I-131 mean life):

$$\approx 20e^{-\frac{(t-t_1)}{\tau}}$$

On the other hand, if a criticality return is considered, then both  $\tau_A$  and  $\tau_B$  will be  $\gg$  than the duration of this short nuclear chain reaction. In this case one has to expect for the ratio I/Cs the following behaviour:

$$630e^{-\frac{(t-t_1)}{\tau}}$$

The ratio I/Cs in the days after the accident has been analyzed in ref.8 to which the reader is addressed for more details. Here we wish only to reproduce (see below) the fig.2 of the above quoted reference, from which a strong evidence for the onset of short nuclear bursts after 11 March can be deduced.



Legenda of the figure: blue-water samples from units 1-4, green-unit 1, grey-unit 2, cyan-unit 3, pink-unit 4, Red line: upper bounds I/Cs for reactor for short intervals before  $t_1$ , blue line: expected ratio for  $t_1 - t_0 = 365$  days, dashed blue: the same for  $t_1 - t_0 = 7$  months.

## Missing data, first dose calculations and conclusions

As we have seen in the previous pages, several crucial items for a first evaluation of the radiological profile of the Japanese accident were uncertain or even missing in June 2011. They can be summarized as follows:

1. A reliable set of well organized contamination measures, including data on air and ground, is not available. This is true also as for the contamination of the food chain.
2. The understanding of the status of the Daiichi reactors is still far from being adequate. A strict comparison between the sequence of the events and the classical safety analysis of reactor malfunctioning is therefore not at hand
3. Moreover, the size of the radioactive release is largely not known, as many of the relevant nuclides have not received any release assignment. A careful analysis of the atmospheric diffusion conditions in the first days after the accident would also be necessary.

Any dose calculation at this stage must be therefore considered as tentative. We refer to the first external dose evaluations from the data on Caesium 137 ground contamination made by the French IRSN <sup>9</sup> and to the more recent calculations made by the author<sup>10</sup> for various exposition paths and for the three groups of nuclides previously indicated.

From these results it seems unavoidable that the size of the evacuation zone, which had been established by the Japanese safety board in the range of 20-30 km, should be reconsidered, as the dose limits previously chosen outside that range are likely to be exceeded.

I wish to thank Serena Risica for pointing to my attention some relevant papers and to Milena Mazzei for help in evaluating the integral of Caesium ground contamination from the American-Japanese data.

## Acknowledgments

1. See: <http://www.iaea.org/newscenter/news/tsunamiupdate01.html>
2. Nuclear Regulatory Commission USA 15 March dose evaluations, see : <http://www.nrc.gov/>
3. E. Tabet, to be published
4. Results of Airborne Monitoring by the Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology and the U.S. Department of Energy, May 6, 2011
5. Report of Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety: The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations , see: <http://www.nisa.meti.go.jp/english/index.html>
6. E. Tabet. Ann. Ist Super Sanità 2011 | Vol. 47, No. 2 , 229-235
7. Nuclear Energy Agency: " Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts. 2002 Update of Chernobyl: Ten Years On", 2002
8. T. Matsui : "Deciphering the measured ratios of Iodine-131 to Cesium-137 at the Fukushima reactors", reprint UT-Komaba/11-1
9. IRSN: "Evaluation au 66<sup>eme</sup> jour des doses externes projetées pour le populations vivant dans la zone de retombée nord-ouest de l'accident nucléaire de Fukushima", Rapport DRPH/2011-10, 20 may 2011
10. E. Tabet, paper presented at the October 2011 *Mathematica Italia* User Group Meeting, Atti del Convegno, ISBN code: 978-88-96810-02-6

## References





# Slovenian Alarm and Monitoring Networks

J. Kožar Logar, D. Glavič - Cindro

Jožef Stefan Institute, Jamova cesta 39, SI-1000 Ljubljana, Slovenia

Slovenian alarm and monitoring networks started in early seventies of 20<sup>th</sup> century. Nowadays, they are organized in accordance with nuclear and radiological safety acts and rules of Republic of Slovenia and belonging directives, recommendations and other legislative documents of European Community. Radioactivity monitoring in the environment, operational monitoring around four nuclear facilities and emergency monitoring of radioactivity are conducted by different governmental authorities and are executed in the frame of nine programmes: three of them are environmental off-site immersion measurements, another five prescribe mainly on-site measurements of emissions from nuclear and radiation facilities with exactly prescribed number and type of samples, sampling frequencies, methods and sites, methods of measuring radioactivity and conditions that must be satisfied by laboratories performing radioactivity monitoring, while the ninth programme is the directive about emergency preparedness. Programmes are executed, conducted and controlled by different institutions, which have to be accredited according to *ISO/IEC 17025* standard and authorised by *Slovenian Nuclear Safety Administration*. More than 3400 results are reported annually in the frame of regular monitoring programs.

## Historical overview

First measurements of environmental radioactivity were sporadic and mainly executed in the frame of pre-operational activities at the locations of planned nuclear facilities. In 1966, Slovenia joined the community of countries with nuclear facilities with the research reactor in Podgorica near Ljubljana (250 kW TRIGA Mark II light – water reactor). The monitoring of environmental radioactivity also began in this time. The program consisted (and still consists) mainly on the measurements of aerosols on the exhaust and TLD's (termoluminescent dosimetry).

In 1973, the first pre-operational measurements on the site of future nuclear power plant were performed. In this time, the radioactivity of at least 32 Sava river samples was determined. Extensive pre-operational report of environmental monitoring for years 1979 – 1981 contains more than 2000 results of TLD's, alpha, beta and gamma emitters. Sava river was represented with its water, sediments, benthos and fishes. Also groundwater from 13 boreholes was sampled beside eleven local water supplies. Soil, fruits, milk, vine and other agricultural products were sampled too [1].

In 1982, the Krško Nuclear Power Plant (KNPP; PWR Westinghouse plant, 674 MW electric capacity) has been already active nuclear facility; still not for commercial purposes (which started in 1984) but the annual report entitled *Measurements of radioactivity in the environment of KNPP* [2] had more or less the same extent as nowadays: Sava river with water, sediments and biota, groundwater, water supplies, precipitations, air, soil, fruits, vegetables, milk, biota. The sampling locations are mainly the same all over these years. The same logic and rules were performed also for monitoring program for the uranium mine Žirovski vrh.

## Legal Basis and Organizational Structure of Monitoring Programs

Nowadays, radioactivity monitoring in the environment and operational monitoring around nuclear facilities are defined by *Rules on radioactivity monitoring (IV-10)* in accordance with

Council Directive 96/29/EURATOM, Commission recommendations 2000/473/EURATOM and 2004/2/EURATOM and Slovenian legislation documents such as *Ionising Radiation Protection and Nuclear Safety Act (ZVISIV)*, *Decree on dose limits, radioactive contamination and intervention levels (UV2)* and *Regulation on maximum permitted levels of radioactive contamination of human environment on decontamination (Z9)*.

The document *Rules on radioactivity monitoring JV-10* of the Ministry of the Environment and Spatial Planning prescribes number and type of samples, sampling frequencies, methods and sites, as well as methods of measuring radioactivity and conditions that must be satisfied by laboratories performing radioactivity monitoring.

Environmental monitoring is split to eight environmental monitoring programs. They are conducted by different authorities. Monitorings of nuclear facilities, global environment (precipitation, soil, air, sea, rivers) and early warning network are conducted by Slovenian Nuclear Safety Administration (SNSA), which is a part of Ministry of Environment and Spatial Planning. Slovenian Radiation Protection Administration (SRPA), which is a part of Ministry of Health, is responsible for monitoring of foodstuff and drinking water. Monitoring of feedstuff is conducted by Ministry of Agriculture.

Directive about emergency preparedness is additional prescribed programme. The alarm network is part of the state system organized under *Administration of the Republic of Slovenia for Civil Protection and Disaster Relief* following the *Act on the protection against natural and other disasters*.

Programs are executed, conducted and controlled by different institutions, which have to be accredited according to ISO/IEC 17025 standard and authorized by *Slovenian Nuclear Safety Administration*. Beside accreditation of measurement methods by national accreditation body, the applicants for authorization should fulfill at least following conditions:

- being registered for carrying out these activities in Slovenia,
- having on disposal all the equipment that meets the minimal technical requirements,
- the capability of the equipment shall exceeds for 30% the authorized volume of measurements and
- regular participation at international intercomparison/proficiency tests.

Authorized organizations in Slovenia are Jožef Stefan Institute (JSI) and Institute of Occupational Safety (ZVD).

Legislation prescribes also the way of reporting the data. It recognizes two kinds of reporting: regular reporting on yearly basis (before 1<sup>st</sup> of April for previous year) and immediate reporting. Regular reporting contains sampling plan, description of sampling, sample preparation, measurement and analysis methods, analysis results with corresponding uncertainties, evaluation of results, results of proficiency tests and intercomparisons. Off-site monitoring reports contain also dose estimate to the population. Immediate reporting to the competent authority is performed in three different cases: if in two consecutive measurements of a radionuclide authorized reporting level is exceeded, if the yearly average is exceeded twice or if the detection limit is exceeded and for this radionuclide the limit was not exceeded in previous years. Environmental monitoring report to the EC in defined electronic form has to be done before 30<sup>th</sup> June for previous year.

The responsible governmental authorities and the payers of the programs publicly invite tenders for realization of monitoring programs. The work is given to the organization with the lowest tender. Time interval on the contract is specific for each monitoring program and lasts from one to three years for environmental monitoring programs and five years for emergency preparedness program. The programs are usually divided between authorized institutions.

## Environmental Monitoring Programs

Drinking, ground and surface water, precipitation, dry fallout, sediments, air filters, soil, food and feed staff are sampled in accordance with predefined time intervals within regular environmental monitoring programs. Beside measurements of the radionuclide concentrations also all additional important information for interpretation of measured data are monitored and collected, for example precipitation quantities, river discharges, other meteorological data...

General requirements for sampling and sample preparation are:

- sampling and sample preparation should be performed in a way to minimize radionuclide losses,
- measurements should be performed as soon as possible after sampling and sample preparation to enable the possibility to detect short lived radionuclides and to enable the measures in cases of radioactivity increase,
- measurements should be performed with calibrated and well maintained equipment,
- measurement results should be traceable to internationally recognized primary standards,
- measurement uncertainty should be stated with every measurement result,
- all activities should fulfill minimal technical requirements, stated in the regulation.

Activity concentrations for different radionuclides are obtained by specific methods:

- high resolution gamma ray spectrometry,
- beta spectrometry using proportional beta counter or liquid scintillation counter,
- alpha spectrometry using spectrometers alpha,
- continuous dose rate measurements,
- dose rate measurement with thermoluminescent dosimeters,
- in-situ gamma ray spectrometry.

Non-specific methods and low resolution gamma spectrometry can only be used in emergency situations.

In Slovenia there are 4 nuclear facilities and considering also general environmental surveillance, there are 5 regular monitoring programs, split on eight units. The most extended program is *Krško NPP monitoring program* with three monitoring units. The environmental unit of monitoring program annually provides 691 analyses gamma ray emitters, 196 measurements of tritium, 348 of strontium and 154 measurements of dose with thermoluminescent dosimetry (TLD) [3]. Detailed program is presented in the table 1.

Table 1. Environmental Krško NPP monitoring program regarding type and number of samples and analytical methods performed on them.

	Remarks	location	gamma	H-3	Sr-90	TLD
river	filtered water, residue	3	56	36	40	0
river		4	12	16	12	0
sediment		9	36	0	36	0
fish		6	24	0	12	0
drinking water		3	12	12	12	0
drinking water	Continuous	7	84	84	84	0
well		1	0	12	0	0
precipitation	Water	3	36	36	36	0
precipitation	dry deposit	3	36	0	0	0
air	iodine filter	7	168	0	0	0
air	aerosol filter	8	96	0	12	0
soil		4	35	0	32	0
milk		3	36	0	36	0
milk I-131	on pasture	24	24	0	0	0
fruit		10	10	0	10	0
vegetables		20	20	0	20	0
meat / eggs		6	6	0	6	0
TLD	3 circles+fence+JSI+Croatia	77	0	0	0	154
TOGETHER	1389	112	691	196	348	154

Additional data for all Slovenian monitoring programs are presented in Table 2.

Table 2. Monitoring programs in Slovenia. Analyses include gamma-ray spectrometry, tritium and strontium determination, measurement of external dose with TLD.

Monitoring programmes	Locations	Samples	Analyses
Environmental – whole territory	163	326	534
Krško NPP	Liquid discharges	2	77
	Atmospheric emissions	4	456
	Environmental	112	695
Uranium mine (closed)	148	293	460
Research	emission monitoring	8	124
reactor	Environmental	6	20
Repository for low and intermediate level radwaste	10	109	109

In addition, the system of 77 automatic stations for continuous dose-rate measurements operates in the frame of automatic *The early warning network* designed for prompt measurements of elevated radiation levels in the environment.

## Alarm Network

It starts to act in the case of elevated radiation levels in the environment detected by *The early warning network*. Republic of Slovenia has three independent mobile units, trained for rapid interventions in the cases of radiological accident. They are trained for dose rate and contamination measurements with portable instruments, in-situ gamma ray spectrometry, gamma ray spectrometry in mobile laboratory, measurements of meteorological parameters and continuous dose rate measurements with ionization chambers. All three teams have at least one common exercise per year which serves for training, controlling the site and intercomparison among teams. The teams have also predefined duty program on the basis 7/24.

## Reporting and Accessibility of Measurement Results and Findings

All results of all environmental programs are collected in Roko data base, which is maintained by Slovenian Nuclear Safety Administration (SNSA) and is publicly accessible on <http://www.radioaktivnost.si/roko/roko.php>. All results are presented also in Annual reports, which can be found in several public libraries and on web pages of authorities which are responsible for the specific program. The data from The early warning network are available publicly on <http://www.radioaktivnost.si/>, where history results for last 24 hours can be found.

## Monitoring Data are not The End of The Story

All monitoring data and results are prepared and evaluated in order to provide basis for assessment of population's exposure to radioactivity in environment due to external exposure, ingestion and exhalation, considering all important transport pathways for radioactive transfer. The importance of pathways is determined in accordance with radiological characteristics of released radionuclides (alpha, beta, gamma emitters, radiotoxicity, half time,...), physical and chemical properties of released radionuclides, mechanism of spreading of radioactive substances (height of release, meteorological conditions, local topography, climate,...), density of population, age structure, living, nutrition and other habits. Critical group of population which could receive highest dose is determined and evaluated. In addition for dose estimate to the population three groups are considered: 1-year infants, children (10 years) and adults.

## Discussion

Slovenia was obliged to perform environmental monitoring of radioactivity already several years ago, when became the member of so called nuclear countries. From early beginnings in seventies, a lot of data has been obtained what allow us to do historical overviews, research and statistical studies about relationships of radioactivity and environment.

According to the knowledge, experience and also global trends, the quality assurance and quality control has become very important issue in the laboratories which provide the results for monitoring programs already long time ago. Consistent, well organized quality control system, continuous intensive work on the same field of interest with numerous challenges, enables laboratories to develop good practice and capabilities, what is useful also during the scientific work. And vice versa – findings of research studies can be implemented into the routine work and rise the motivation and the quality of the laboratory, staff and results. However, the implemented organizational and financial structure of monitoring system has also some traps: one of them is certainly the short term contract among authorities, payers and laboratories what doesn't allow the long term strategy and investments to the human sources and equipment. Second thing are direct contracts among nuclear facilities and laboratories which provide samplings, analyses, results and evaluations. The monitoring program is prescribed by the authorities, but its price is formed on the free market.

## Conclusion

Well defined and extensive monitoring programs with publicly published results give confidence of public to safe operation of nuclear facilities. Beside this, well-organized database with all radiation measurement results give information of normal background of radiation and in case of increase of radiation gives support in implementation of efficient precaution measures.

## References

1. Mihailović M. (editor), Meritve radioaktivnosti okolja JEK v letu 1979, 1980, 1981, IJS DP-2681, Ljubljana, 1982.
2. Miklavžič U. (editor), Meritve radioaktivnosti v okolici nuklearne elektrarne Krško, Poročilo o meritvah v letu 1982, Dp-3094, Ljubljana, 1983
3. Rules on Radioactivity Monitoring (JV10), Official Gazette of the Republic of Slovenia, No. 20/2007 and 97/2009, unofficial translation, Ljubljana, 2011

# Basi tecniche per la pianificazione di emergenza nazionale in Italia e sistema di risposta

Paolo Zeppa

ISPRA - Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale

## Premessa

Con il DPCM 19 marzo 2010 è giunto al termine il processo per la revisione del “Piano nazionale delle misure protettive contro le emergenze radiologiche” avviato a suo tempo dalla Presidenza del Consiglio dei Ministri – Dipartimento della Protezione Civile (1). La fase iniziale di tale processo ha riguardato la definizione dei cosiddetti Presupposti tecnici della pianificazione, cioè le basi tecniche su cui è stata dimensionata la risposta di emergenza prevista dal Piano stesso.

L’elaborazione di un Piano Nazionale per le emergenze nucleari iniziò, da parte del Dipartimento della Protezione Civile, subito dopo l’incidente di Chernobyl (aprile-maggio 1986). Nella sua primissima stesura, risalente al 1987, il Piano nazionale prendeva in considerazione eventi incidentali severi a carico di impianti nucleari (di tipo LWR, ca. 1000 MWe) ubicati sul territorio nazionale. Successivamente, a seguito della moratoria nucleare decisa dal Governo italiano dopo il referendum del 1987, si rese necessaria una revisione del Piano che tenesse conto della situazione venutasi a creare. L’edizione del 1997 del Piano Nazionale, infatti, introduce due tipologie di eventi incidentali: quelli che possono interessare solo aree ridotte del territorio nazionale, sulle quali agiscono le Pianificazione di emergenza esterna predisposte dalle prefetture interessate (incidente ad una centrale italiana in disattivazione, un impianto nucleare di ricerca o di propulsione per navi militari in sosta nei porti italiani, o nel corso del trasporto di materie radioattive); un incidente severo in un impianto nucleare oltre frontiera con conseguente dispersione di materiale radioattivo su vaste aree del territorio italiano e tale da richiedere una pianificazione di rilevanza nazionale.

Ad oltre dieci anni di distanza da quella edizione, è stata avviata la revisione del Piano per tener conto di un complesso di fattori, alcuni prettamente tecnici, altri operativi:

- riesaminare gli scenari incidentali presi a riferimento per la pianificazione degli interventi in caso di incidenti a centrali oltre frontiera, facendo riferimento a situazioni più degradate di quelle assunte in precedenza, al fine di individuare le aree maggiormente a rischio in caso di rilasci transfrontalieri;
- ciò, anche, in considerazione dell’esigenza, manifestatasi in tempi più recenti, di valutare nella determinazione delle basi tecniche della pianificazione, l’influenza dei nuovi fattori di rischio associati alla persistente situazione di crisi internazionale;
- tener conto dell’evoluzione della tecnologia (ad es.: negli impianti sono state rafforzate le protezioni contro incidenti “severi”), nonché della disponibilità di studi aggiornati sul comportamento incidentale degli impianti e sulle possibili conseguenze radiologiche nell’ambiente, anche a grandi distanze;
- considerare le modifiche introdotte in alcuni impianti, quali ad es. l’incremento della potenza estratta dal reattore e l’utilizzo di combustibile ad alto bruciamento;
- introdurre i livelli dosimetrici di intervento che l’emanazione del Decreto Legislativo 241/2000 aveva aggiornato (l’allegato XII stabilisce gli intervalli di dose per l’introduzione delle misure protettive) e le posizioni più recenti assunte in materia in ambito internazionale,

- anche ai fini dell'armonizzazione della risposta d'emergenza, con particolare riferimento a quanto adottato nei paesi confinanti ove sono in esercizio impianti nucleari;
- tener conto dell'evoluzione della normativa e le recenti disposizioni in materia di protezione civile, in particolare il ruolo delle Regioni ed enti locali nella pianificazione di emergenza;
  - aggiornare il quadro relativo alle strutture tecniche centrali e tenere conto della realizzazione delle reti di allarme e della riorganizzazione delle reti di sorveglianza della radioattività ambientale.

## La revisione dei presupposti tecnici del Piano nazionale

Quindi, facendo seguito alla richiesta espressa dal Dipartimento della Protezione Civile di estendere le capacità di copertura previste dal precedente Piano nazionale, sono stati rivalutati i presupposti tecnici a base del Piano facendo riferimento a situazioni ancor più degradate di quelle assunte a riferimento nel precedente piano del 1997 (2, 3). Ciò, in considerazione, anche, del ruolo che la pianificazione di emergenza rappresenta quale ultimo dei livelli previsti nell'approccio della difesa in profondità, adottato nella filosofia di sicurezza delle installazioni nucleari, a protezione della componente residua del rischio.

In generale, le situazioni considerate sono rappresentative di scenari di riferimento caratterizzati da un processo di danneggiamento del reattore e da una perdita della funzione di contenimento. Rispetto a scenari incidentali di tale natura si è però considerato ragionevole dar credito ad un'efficacia, quanto meno parziale, delle capacità di mitigazione esistenti sul sito. In particolare, per gli eventi che traggono origine all'interno dell'installazione, si è ipotizzata la fusione totale del nocciolo e la perforazione del vessel, mentre i sistemi di abbattimento e di contenimento, pur parzialmente degradati, si è supposto possano continuare ad offrire una barriera atta a limitare il rilascio all'ambiente; si ritiene realistico dar credito ad interventi di "accident management" da parte degli operatori, a protezione del contenimento primario che risulterà parzialmente degradato e per il quale si è assunto un valore anomalo del tasso di fuga di 1,6% del volume al giorno (> 3 volte quello di progetto) per una durata di circa 6 ore. Nel caso di eventi di origine esterna, che come effetto primario comportino la perdita del sistema di contenimento, si ipotizza che le azioni di recupero e di mitigazione dei danni a carico del nocciolo del reattore siano in grado di arrestarne il processo di fusione generalizzata o che sia comunque possibile dar luogo ad un parziale abbattimento dei particolari radioattivi. In quest'ultima ipotesi, cioè distruzione del contenimento e fusione totale del nocciolo con perforazione del vessel, ma parziale abbattimento dei rilasci a seguito di interventi mitigativi (interventi di spruzzamento e allagamento del nocciolo), i rilasci ottenuti sono risultati essere i più elevati: dell'ordine di un decimo dell'inventario complessivo dei prodotti di fissione, circa un fattore 100 superiori al rilascio ipotizzato nei precedenti presupposti tecnici. Si è supposto cautelativamente che la durata del rilascio all'ambiente fosse di due ore.

Inoltre, gli eventi di riferimento sono stati definiti con lo scopo, anche, di inviluppare le situazioni incidentali previste dalle pianificazioni di emergenza nei paesi prossimi al confine nazionale, che ospitano impianti nucleari.

Infine, la definizione della composizione e dell'evoluzione temporale del rilascio, cioè il termine di sorgente, è stata ricavata applicando i risultati di studi effettuati prevalentemente negli USA, che hanno preso in esame condizioni di incidente severo a carico di differenti tipologie e generazioni di impianti (4).

Nella Tabella-1 si riportano i confronti, per un reattore di tipo PWR, delle frazioni di rilascio per l'evento di riferimento con quelle utilizzate dalle pianificazioni dei paesi confinanti e con le frazioni di rilascio del precedente Piano del 1997.



In Tabella-2 il confronto è tra i termini di sorgente per le due centrali prese a riferimento per il nuovo Piano nazionale (centrale di St.Alban in Francia e di Krsko in Slovenia) con quelli dei due maggiori incidenti nucleari della storia: quello di Chernobyl e quello in corso in Giappone, alla centrale di Fukushima Dai-ichi (i dati in tabella si riferiscono all'ultimo aggiornamento prodotto dalle autorità giapponesi alla data di stesura del presente articolo)

Gruppi di Isotopi	Piano Nazionale 1997	Ipotesi francese	Ipotesi slovena	Ipotesi svizzera	Ipotesi Nuovo Piano
Gas Nobili	1,00E-01	7,50E-01		3,00E-01	1
Alogeni	6,80E-04	8,60E-03	1,00E-03 ÷ 1,00E-04	7,00E-05	7,5E-02
Metalli Alcalini	6,80E-04	3,50E-03		5,00E-05	7,5E-02
Gruppo del Tellurio	1,20E-03	3,50E-3		-	5E-02
Bario, Stronzio	3,80E-04	4,00E-04		-	1,2E-02
Metalli Nobili (Ru, Tc, Co)	7,00E-5	3,0E-4		-	5E-04
Gruppo del Cerio (Ce, Pu, Np)	-	3,00E-04		-	5.5 E-04
Lantanidi (La, Zr, Am)	5,40E-06	5,40E-05		-	5.2E-04

Tabella 1 - Confronto delle frazioni di rilascio considerate per il Piano nazionale con quelle del precedente Piano del 1997 e con le frazioni di rilascio prese a riferimento in alcuni paesi confinanti.

Radioisotopi	Chernobyl	Fukushima (I-131 e Cs-137 dal Second Japan Government Report to IAEA)	Piano Nazionale 2010 Centrale di St Alban	Piano Nazionale 2010 Centrale Krsko
I-131	1.80E+18	1 - 2 E+17	3.10E+17	1.60E+17
Telluri	1.39E+18	5.26 E+15	2.90E+17	1.39E+17
Cs-134	4.70E+16	1 - 2 E+16	3.70E+16	1.78E+16
Cs-137	8.50E+16	1 - 2 E+16	2.10E+16	1.00E+16
Sr-89	1.15E+17	2.00 E+15	5.40E+16	2.70E+16
Sr-90	1.00E+16	1.40 E+14	2.40E+15	1.20E+15

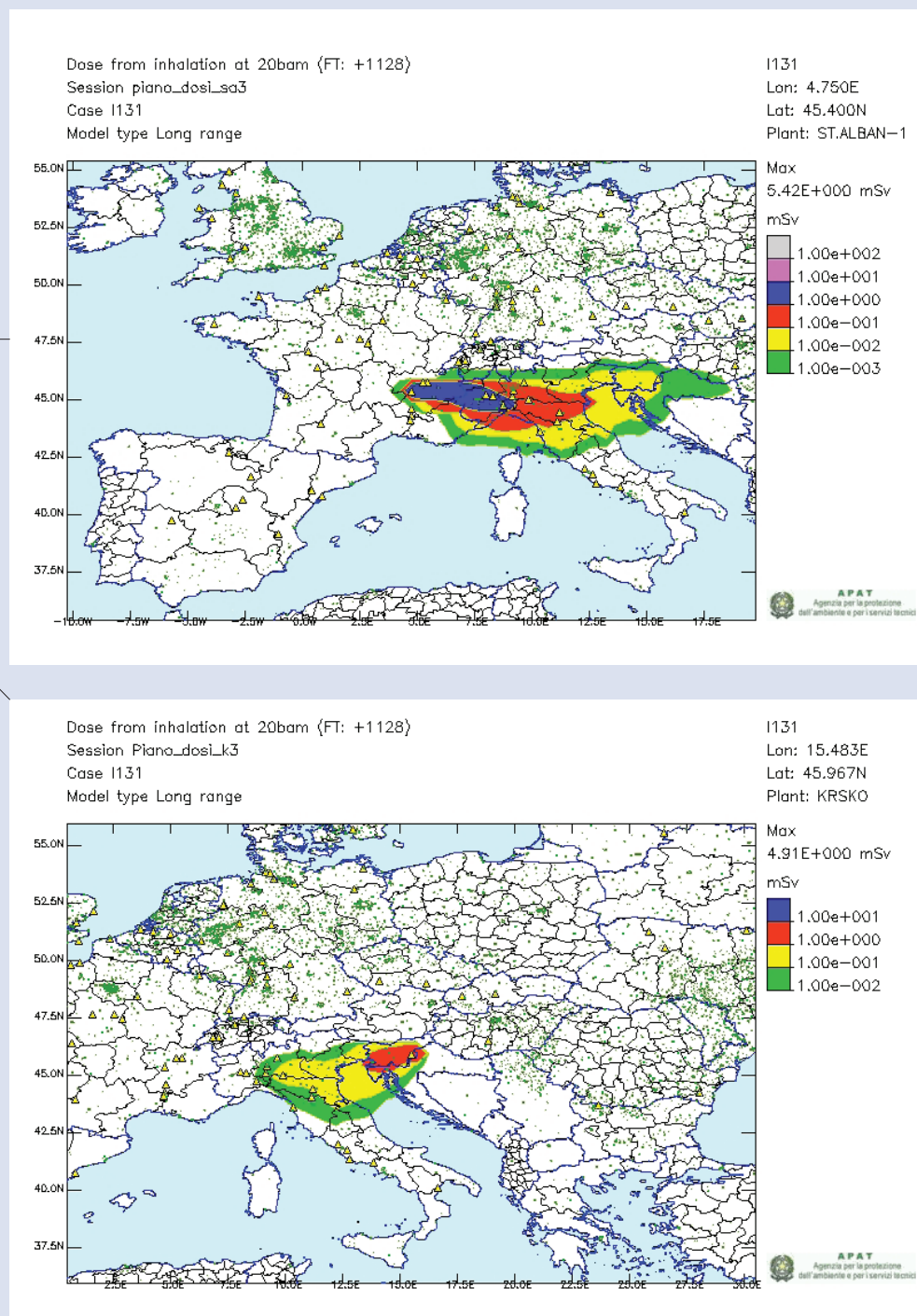
Tabella 2. Confronto tra i termini di sorgente utilizzati per il nuovo Piano nazionale, valutati per le due centrali di riferimento di St.Alban in Francia e Krsko in Slovenia, con quelli di Chernobyl e di Fukushima Dai-ichi (i dati in tabella si riferiscono all'ultimo aggiornamento prodotto dalle autorità giapponesi alla data di stesura di questo articolo).

Il termine di sorgente, come definito, è stato utilizzato in input al sistema di simulazione della dispersione atmosferica a lunga distanza della radioattività rilasciata: sistema ARIES (Accidental Release Impact Evaluation System) che opera presso il Centro emergenze nucleari dell'ISPRA quale sistema nazionale di previsione dell'evoluzione sul territorio di una nube radioattiva rilasciata a seguito di un incidente nucleare (5, 6). Lo studio è stato condotto assumendo come riferimento due centrali nucleari particolarmente prossime ai confini nazionali: la centrale di Krško in Slovenia e quella di St Alban in Francia, entrambe con reattori nucleari di tipo PWR. La scelta deriva da considerazioni essenzialmente geografiche

e meteorologiche – distanze dai confini e direzione dei venti dominanti – e non implica alcuna valutazione di merito sul livello di sicurezza di tali centrali. Inoltre, le condizioni meteorologiche su cui il sistema di calcolo ha eseguito le simulazioni sono state scelte tra quelle che nell'arco di qualche anno sono risultate essere le più sfavorevoli.

Le stime delle conseguenze radiologiche degli eventi di riferimento sul territorio italiano hanno

Figura 1. Esempi di output del sistema ARIES relativi alla stima delle dosi da inalazione a seguito degli eventi incidentali di base a carico delle due centrali nucleari di riferimento di St.Alban in Francia (alto) e Krsko in Slovenia (basso).



messo in evidenza come i valori massimi delle dosi attese nel caso delle due centrali siano dello stesso ordine di grandezza e nelle aree del Nord e del Centro-Nord del Paese le dosi efficaci e quelle equivalenti alla tiroide risultino rispettivamente dell'ordine di qualche millisievert e

di alcune decine di millisievert. Tali quindi da richiedere, in sede di pianificazione, di prevedere la possibile adozione di provvedimenti di riparo al chiuso e di iodiofilassi nelle regioni più esposte.

Per quanto riguarda la contaminazione ambientale ed in particolare la deposizione al suolo dei radionuclidi, resta confermato quanto già indicato dal precedente Piano del 1997 sulla necessità di prevedere il controllo radiometrico delle matrici ambientali ed alimentari su estese superfici del territorio nazionale e prolungate nel tempo, al fine di raccogliere gli elementi tecnici su cui basare eventuali restrizioni alla produzione, al commercio e al consumo di alimenti. In ogni caso, il Piano prevede che l'adozione dei suddetti provvedimenti protettivi avvenga a seguito di una valutazione sulla loro reale necessità, non definendo per essi alcun automatismo. Concorrono, a tal fine, le informazioni acquisite dalle autorità del paese in cui si è verificato l'evento e le previsioni sull'evoluzione che la radioattività rilasciata avrà sul territorio, anche a lunga distanza dal luogo dell'incidente, nonché i dati prodotti dalle attività di rilevamento radiologico che consentano di caratterizzare in maniera adeguata l'intensità e l'estensione della contaminazione.

## Il nuovo Piano nazionale ed il sistema di risposta

Gli obiettivi generali del Piano consistono nell'assicurare la funzionalità del sistema di allertamento e lo scambio delle informazioni in ambito nazionale e internazionale; il coordinamento operativo per la gestione delle risorse e degli interventi; i rilevamenti radiometrici per il controllo della contaminazione ambientale e delle derrate alimentari nel corso dell'evento; l'attuazione delle misure a tutela della salute pubblica; nonché l'informazione al pubblico sull'evoluzione dell'evento e sui comportamenti da adottare.

Il sistema di allertamento nazionale ed il flusso informativo sono assicurati, in primo luogo, dai sistemi internazionali di pronta notifica e di scambio rapido delle informazioni che furono realizzati all'indomani dell'evento di Chernobyl, allorché fu sancito l'obbligo per ciascun paese, in caso di un'emergenza nucleare sul proprio territorio, di darne tempestiva comunicazione alla comunità internazionale. In ambito comunitario detta funzione è assicurata dal sistema ECURIE, implementato dalla Commissione europea a seguito della Decisione del Consiglio 14 dicembre 1987 n. 87/600EURATOM (7), mentre più in generale in campo internazionale agisce il sistema gestito dalla Agenzia Internazionale per l'Energia Atomica (IAEA), sistema EMERCON, che ha a riferimento le Convenzioni internazionali sulla pronta notifica e sull'assistenza in caso di incidente nucleare (8, 9, 10). In entrambi i sistemi, le informazioni rilevanti che devono essere fornite, non solo dal Paese nel quale avviene l'incidente, bensì da tutti quelli a vario titolo interessati dalle conseguenze dell'emergenza nucleare, riguardano:

- l'informazioni sull'evento e sua evoluzione (coordinate geografiche, tipo impianto, descrizione evento, misure di contrasto, condizioni meteo sul sito, rilasci radioattivi, attivazione piani emergenza in/off site...) (paese incidentato);
- le previsioni della dispersione della nube radioattiva;
- le risultanze delle attività di monitoraggio radiologico;
- le misure protettive per la popolazione eventualmente adottate;
- gli elementi informativi diffusi alla popolazione (comunicati stampa ufficiali).

Tuttavia, i sistemi internazionali di pronta notifica non intendono sostituirsi allo strumento rappresentato dagli accordi bilaterali, specialmente se tra paesi confinanti. Al riguardo, è in essere con la Svizzera un accordo bilaterale in base al quale il Centro Nazionale d'Allarme (CENAL) elvetico invia eventuali comunicazioni alla sala operativa dell'ISPRA. Inoltre, l'ISPRA ha sottoscritto accordi con enti omologhi dei paesi confinanti (HSK per la Svizzera, ASN per la

Francia e SNSA per la Slovenia) finalizzati allo scambio rapido di informazioni nel caso di eventi incidentali che dovessero interessare installazioni nucleari nel proprio paese.

Ad integrazione dei sistemi di pronta notifica, in molti paesi sono state realizzate reti automatiche di monitoraggio radiologico dell'ambiente che garantissero una continua capacità di osservazione, con una adeguata copertura territoriale, in grado quindi di fornire segnalazioni di pronto allarme della presenza nell'ambiente di livelli anomali di radioattività. Ad esse, infatti, è affidato il compito di confermare le informazioni prodotte dai suddetti sistemi internazionali di pronta notifica ovvero, nel caso di un loro fallimento, di segnalare tempestivamente l'arrivo sul territorio nazionale, di una nube radioattiva. Concorrono in tale contesto le reti automatiche di monitoraggio di livello nazionale del Dipartimento dei vigili del fuoco, del soccorso pubblico e della difesa civile e dell'ISPRA (11), nonché quelle che in alcune regioni sono state rese operative e gestite dalle Agenzie ambientali regionali e delle province autonome (12). Recentemente sono state avviate collaborazioni per l'integrazione di alcune reti automatiche regionali con quelle nazionali dell'ISPRA. Ciò ha consentito di osservare con maggior dettaglio quelle aree del paese più esposte a possibili eventi incidentali oltre frontiera potenziando, altresì, il quadro radiometrico nazionale trasmesso con continuità (una volta al giorno nella routine e ogni due ore in caso di emergenza) al sistema europeo EURDEP (European Radiological Data Exchange Platform); detto sistema costituisce la piattaforma di riferimento che i paesi UE sono chiamati ad utilizzare per trasmettere e ricevere i dati prodotti dalle proprie reti automatiche nazionali di monitoraggio radiologico ambientale nel corso di un'emergenza nucleare.

Come descritto, l'evento di riferimento per l'attivazione del Piano è quello relativo ad un incidente in una centrale di potenza all'interno dei 200 km dal confine nazionale. La risposta d'emergenza è suddivisa in due distinte fasi operative: la fase di "preallarme" e quella di "allarme" la cui attivazione, come detto in precedenza, è conseguente alle valutazioni di natura tecnica dell'evento in atto, in particolare, sull'entità dell'incidente, in relazione anche alla sua potenziale evoluzione, e sul possibile interessamento del territorio nazionale.

La fase di "preallarme" viene dichiarata allorché venga verificata l'informazione sull'accadimento di un incidente ad una centrale di potenza tra quelle presenti entro 200 km dai confini nazionali. La fase di "allarme" si attiva nel caso l'evoluzione dello scenario incidentale possa interessare il territorio italiano e richiedere, eventualmente, l'adozione piena o parziale delle misure protettive della salute pubblica previste dal Piano.

Il coordinamento operativo per gli eventi considerati dal Piano vede nel Dipartimento della Protezione Civile l'autorità competente alla direzione unitaria degli interventi a livello nazionale; a tal fine il Dipartimento si avvale del Comitato Operativo della Protezione Civile, della Commissione Nazionale Grandi Rischi e del CEVaD (Centro elaborazione e valutazione dati ex art. 123 del D.Lgs 230/1995) quali massimi organi consultivi. In particolare, è compito del CEVaD la valutazione della situazione incidentale in atto e la previsione delle sue possibili evoluzioni, la definizione dell'andamento nel tempo e nello spazio dei livelli di contaminazione nell'ambiente e negli alimenti e la conseguente valutazione dell'impatto sanitario; ciò al fine di consentire, alle autorità responsabili della gestione dell'emergenza, l'adozione dei necessari provvedimenti di intervento fornendo, altresì, gli elementi radiometrici necessari alle autorità preposte alla diffusione dell'informazione alla popolazione (13).

In caso di attivazione, in attesa che diventi operativo, le funzioni del CEVaD vengono assicurate dall'ISPRA, in particolare dal suo Centro emergenze nucleari (14) che costituisce la struttura operativa dell'Istituto in risposta ad una emergenza nucleare o radiologica e i cui servizi e sistemi che lo compongono sono stati realizzati per supportare le attività che l'ISPRA è chiamata a svolgere nella gestione di tali emergenze. La normativa in materia,

infatti, affida all'ISPRA il compito di coordinare, fornendo il necessario supporto tecnico e logistico, il CEVaD. Oltre a ciò l'Istituto è il punto di contatto nazionale per i sistemi della pronta notifica precedentemente descritti; agisce, inoltre, quale focal-point della raccolta dei dati di monitoraggio ambientale e delle analisi condotte sulle matrici alimentari, prodotti dai laboratori delle Agenzie regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente che partecipano alla rete nazionale di sorveglianza della radioattività ambientale, Rete RESORAD, nonché dai laboratori di tutti quegli enti chiamati a concorrere alla definizione del quadro radiometrico conseguente la ricaduta radioattiva. Infine, il Piano affida all'Istituto il compito di fornire le prime previsioni sull'evoluzione sul territorio della nube radioattiva, mediante i modelli di dispersione atmosferica (su scala geografica continentale e sulla mesoscala) implementati nella piattaforma ARIES a cui si è in precedenza accennato e che opera su dati meteo forniti in tempo reale dal Servizio Meteorologico dell'Aeronautica Militare. I modelli, inoltre, sono corredati con moduli che a partire dalle previsioni di contaminazione in aria e al suolo eseguono le stime delle dosi per le diverse vie di esposizione e per i diversi radionuclidi ipotizzati. Le previsioni fornite da tale sistema concorrono alla definizione delle fasi operative della risposta d'emergenza (preallarme e/o allarme), oltre a fornire indicazioni per meglio coordinare le attività di monitoraggio radiologico su scala nazionale.

## Attività da sviluppare ad integrazione del Piano nazionale

Sono stati descritti i presupposti tecnici a base dell'attuale pianificazione nazionale e gli obiettivi generali che il Piano stesso deve garantire, illustrando, inoltre, i principali aspetti del sistema di risposta nazionale. Nel descrivere il proprio modello di intervento, il Piano disciplina le attività previste attuarsi per fronteggiare l'emergenza in termini di responsabilità e compiti, di flussi delle comunicazioni e di attivazioni per tutti gli organismi ed enti che a vario titolo concorrono nella risposta d'emergenza. Per essi, quindi, il Piano prevede, lo sviluppo di specifiche pianificazioni discendenti ove ciascun soggetto si organizzi secondo propri modelli che integrino quanto previsto dal Piano stesso.

In particolare, le Regioni potenzialmente interessate dall'evoluzione di un evento incidentale devono definire proprie pianificazioni finalizzate ad assicurare, in stretto raccordo con il livello centrale,

- la realizzazione del piano per la iodiofilassi, con cui implementare l'organizzazione dello stoccaggio delle scorte di iodio stabile e le modalità di distribuzione alla popolazione;
- l'adozione degli altri provvedimenti di tutela sanitaria previsti dal Piano, ad esempio il riparo al chiuso e le restrizioni sulla produzione, distribuzione e consumo di alimenti;
- l'attivazione ed il coordinamento dei laboratori e delle reti regionali di misura al fine di garantire il necessario monitoraggio dell'evento in atto;
- la realizzazione del piano per l'informazione al pubblico.

Inoltre, è auspicabile che si possa quanto prima procedere alla verifica operativa dell'adeguatezza del Piano e dei relativi strumenti di attuazione mediante l'organizzazione di una esercitazione di livello nazionale. Infatti, l'esecuzione di esercitazioni, anche a diversi livelli di complessità e di attivazione del sistema d'emergenza, costituisce lo strumento migliore per rivelare eventuali carenze delle pianificazioni e delle procedure operative, nonché delle risorse a disposizione del sistema di emergenza.

Tale esigenza è oggi particolarmente sentita, soprattutto considerando che sono ormai trascorsi oltre dieci anni dall'ultima esercitazione nazionale di emergenza nucleare, la PEN2000. Ciò, sebbene non sia mai venuta meno la partecipazione italiana alle esercitazioni di emergenza nucleare che a livello internazionale vengono periodicamente proposte dagli organismi

competenti: Commissione Europea, IAEA, NEA.

Infine, i recenti eventi avvenuti alla centrale giapponese di Fukushima hanno evidenziato l'opportunità che nell'ambito delle pianificazioni nazionali vengano previsti specifici modelli di coordinamento e di intervento anche a seguito di eventi incidentali che, seppur non comportino un rischio radiologico diretto per il paese (elevati livelli di contaminazione ambientale), richiedano tuttavia azioni di intervento coordinate a livello nazionale e, più in generale, in ambito comunitario.

1. Presidenza del Consiglio dei Ministri – Dipartimento di Protezione Civile *Piano Nazionale delle misure protettive contro le emergenze radiologiche* – DPCM 19 marzo 2010 - Gazzetta Ufficiale 24 maggio 2010, n. 119.
2. APAT *Presupposti del piano nazionale delle misure protettive contro le emergenze nucleari e radiologiche. Aggiornamento per gli eventi di origine transfrontaliera* Rev. 1–Novembre 2006.
3. APAT *Basi tecniche per l'aggiornamento dei presupposti del piano nazionale delle misure protettive contro le emergenze nucleari e radiologiche. Eventi di origine transfrontaliera* Rev. 1 – Novembre 2006.
4. USNRC *Accident Source Terms for Light-Water Nuclear Power Plants* NUREG-1465, February 1995.
5. Desiato F. *APOLLO: a Lagrangian model for the study of the long range transport of atmospheric pollutants*. ENEA – Direzione Centrale Sicurezza Nucleare e Protezione Sanitaria.-1993- RT/DISP/93/02.
6. Scarpato S., Zeppa P., Bellasio R., and Bianconi R. *Valutazione dell'impatto radiologico di rilasci in atmosfera a seguito di incidenti nucleari* Ingegneria Ambientale vol. XL n. 3 May June 2011: pp. 195-208.
7. Decisione del Consiglio del 14 dicembre 1987 concernente le modalità comunitarie di uno scambio rapido d'informazioni in caso di emergenza radioattiva (87/600/EURATOM);
8. Convenzione sulla tempestiva notifica di incidente nucleare, adottata dalla IAEA (International Atomic Energy Agency) il 26 settembre 1986 e ratificata il 31 ottobre 1989;
9. Convenzione sull'assistenza in caso di incidente nucleare o di situazione di emergenza radiologica, adottata dalla IAEA il 26 settembre 1986 e ratificata il 9 aprile 1990.
10. IAEA *Emergency Notification and Assistance Technical Operations Manual* 2007.
11. Alonzi A., Mancioffi s., Notaro M., Zeppa P. *Environmental radioactivity surveillance system of ANPA* NUKLEONIKA -2001- 46(4): 137-141.
12. M.C. Losana, M. Magnoni, S. Barbero, S. Bertino, R. Cremonini, M. Giacomelli *La rete di allerta per il monitoraggio in tempo reale della radioattività ambientale in Piemonte: caratteristiche tecniche e definizione delle soglie di sensibilità e di allarme* Atti del XXXIII Congresso Nazionale di Radioprotezione AIRP, Torino, 20-23 settembre 2006.
13. CEVaD *Emergenze nucleari e radiologiche – Manuale per le valutazioni dosimetriche e le misure ambientali* Documento ISPRA MLG 57/2010.
14. ISPRA *Il Centro Emergenze Nucleari dell'ISPRA* Ideambiente n. 51 marzo-aprile 2011.





# La rete di monitoraggio RESORAD e la sua risposta all'incidente di Fukushima

*Giancarlo Torri*

ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Roma, Italia

In Italia, il controllo della radioattività ambientale è affidato al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, mentre il controllo degli alimenti e bevande per consumo umano e animale è affidato al Ministero della Salute.

Il complesso dei controlli si articola in reti di sorveglianza regionale la cui responsabilità è affidata alle singole regioni e in reti di sorveglianza nazionale costituita da enti qualificati con il coordinamento dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale ISPRA. Per i rilevamenti radiometrici le regioni si avvalgono delle rispettive Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA). A livello nazionale la Rete Nazionale di Sorveglianza della Radioattività (RESORAD) raccoglie un sottoinsieme di dati di rilevanza nazionale prodotti sempre dal sistema delle agenzie ARPA/APPA.

La rete RESORAD, come anche le reti regionali nel loro insieme rispondono anche agli effetti degli articoli 35 e 36 del trattato Euratom.

A seguito dell'incidente alla centrale Nucleare di Fukushima, l'intero sistema di monitoraggio, sia regionale, sia nazionale si è immediatamente attivato al fine di tenere sotto controllo la presenza di radioattività nel territorio italiano. Sono presentati la strategia di misura, le principali matrici analizzate e i risultati delle misurazioni effettuate dal sistema delle agenzie.

## RESORAD monitoring network and its response to Fukushima accident

*Giancarlo Torri*

ISPRA – Institute for Environmental Protection and Research – Rome, Italy

In Italy, the Ministry of Environment and Protection of Land and Sea is responsible for the control of the environmental radioactivity; the Ministry of Health is responsible for the control of food and beverages for human and animal consumption.

The monitoring system is divided into 22 Regional networks, the responsibility of which is of each individual Region and in a National network.

For the radioactivity measurements, the Regions involve the respective Regional and Provincial Agencies for Environmental Protection (ARPA/APPA).

At the national level the National Network for the Surveillance of the Radioactivity (RESORAD) consists of a subset of relevant data produced by Regional networks, under the coordination of the Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA).

The National RESORAD as well as Regional networks also respond to the effects of Articles 35 and 36 of the Euratom Treaty.

Following the accident at the nuclear plant in Fukushima, the monitoring system both at regional and national levels were immediately activated to monitor the presence of radioactivity over the Italian territory. The measurement strategy, the main matrix analyzed and the results of the measurements performed by the agencies system are presented.



# Problematiche connesse alle misure e alla valutazione di dose in Italia

*F. Trotti<sup>1</sup>, S. Bucci<sup>2</sup>, G. Agnesod<sup>3</sup>, L. Amendola<sup>4</sup>, L. Bellino<sup>5</sup>, M. Bonomi<sup>6</sup>, M. Bussallino<sup>7</sup>, E. Caldognetto<sup>1</sup>, M. Cappai<sup>8</sup>, S. Casabianca<sup>9</sup>, A. Conti<sup>9</sup>, M. Corso<sup>7</sup>, C. Cristofaro<sup>10</sup>, A. Di Giosa<sup>4</sup>, M. Forte<sup>11</sup>, C. Fortunato<sup>12</sup>, L. Gaidolfi<sup>13</sup>, M. Garavaglia<sup>14</sup>, C. Giovani<sup>14</sup>, M. Magnoni<sup>15</sup>, L. Minach<sup>16</sup>, C. Operti<sup>3</sup>, S. Palermi<sup>17</sup>, C. Pantalone<sup>18</sup>, L. Porzio<sup>15</sup>, G. Pratesi<sup>2</sup>, R. Rusconi<sup>11</sup>, P. Sabatini<sup>19</sup>, R. Sogni<sup>13</sup>, R. Trozzo<sup>20</sup>, L. Verdi<sup>16</sup>, L. Vitucci<sup>21</sup>*

1) ARPA Veneto, 2) ARPA Toscana, 3) ARPA Valle d'Aosta, 4) ARPA Lazio, 5) ARPA Campania, 6) APPA Trento, 7) ARPA Liguria, 8) ARPA Sardegna, 9) ARPA Sicilia, 10) ARPA Molise, 11) ARPA Lombardia, 12) ARPA Basilicata, 13) ARPA Emilia Romagna, 14) ARPA Friuli Venezia Giulia, 15) ARPA Piemonte, 16) APPA Bolzano, 17) ARTA Abruzzo, 18) ARPA Marche, 19) ARPA Umbria, 20) ARPA Calabria, 21) ARPA Puglia

La dispersione di radionuclidi volatili rilasciati dall'impianto di Fukushima ha interessato il territorio europeo con livelli di ricaduta radioattiva che non hanno reso necessaria l'adozione di misure protettive, e pertanto non è stato attivato il Piano nazionale delle misure protettive contro le emergenze radiologiche (DPCM 19 marzo 2010).

Tuttavia l'esigenza di confermare le previsioni e seguire nel tempo l'evoluzione del fenomeno, oggetto di una grande attenzione e domanda di informazione da parte delle istituzioni e della popolazione italiana, ha portato alla immediata attivazione da parte di ISPRA della Rete nazionale di Sorveglianza della Radioattività ambientale (RESORAD), attualmente costituita dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente con la partecipazione della Croce Rossa Italiana.

L'evento ha costituito un importante test di efficienza e efficacia della rete, basata su strutture nate prevalentemente negli anni successivi all'incidente di Chernobyl, che non hanno quindi sperimentato direttamente alcune delle problematiche tecniche che si presentano in una situazione anomala, anche se non di emergenza radiologica; a ciò si aggiungono alcune difficoltà connesse con i livelli di radioattività estremamente bassi presenti nell'ambiente, che hanno reso necessaria l'adozione di protocolli non standardizzati per le misure.

Se nell'insieme la valutazione dell'attività per fare fronte alle conseguenze dell'incidente in Italia è stata positiva, per la pronta risposta del Sistema delle Agenzie ad un livello adeguato al fenomeno in atto, tuttavia una riflessione sugli aspetti tecnici peculiari di una situazione anomala o di emergenza è dovuta, nell'ottica di garantire la massima affidabilità e confrontabilità dei dati, anche ai fini di una valutazione della dose realistica.

I principali aspetti tecnici affrontati sono connessi con la minima attività rilevabile delle misure in aria in funzione dell'entità del fenomeno e dello scopo delle misure, il problema delle misure di I-131 in aria e della determinazione della frazione gassosa, l'impiego di metodi di trattamento dei campioni non utilizzati in situazione normale (ad esempio la ritenzione dello I-131 nel fallout).

La valutazione della dose per le diverse vie di esposizione è stata effettuata utilizzando e valori medi e i valori massimi (ipotesi cautelativa) di concentrazione di I-131, Cs-134 e Cs-137 sul territorio nazionale e per ciascuna macroregione (nord, centro, sud), e ipotizzando diversi valori per la frazione gassosa dello I-131.

Anche se nel caso attuale la variabilità di alcuni parametri è irrilevante in quanto la dose è stimata non rilevante dal punto di vista radiologico, tuttavia il lavoro evidenzia la necessità sia

di approfondire aspetti specifici di metodiche di campionamento e analisi, che di pianificare dal punto di vista gestionale la risposta in situazioni anomale o di emergenza alla luce dell'esperienza recente.

# La deposizione umida e secca: aspetti sperimentali e teorici

Mauro Magnoni

ARPA Piemonte – Dipartimento Radiazioni  
m.magnoni@arpa.piemonte.it  
Via Jervis, 30 – 10015 Ivrea (TO)

## Riassunto

In questo lavoro vengono sinteticamente illustrati i principali aspetti, sia teorici che sperimentali, concernenti le misure di radioattività su campioni di deposizione umida e secca (*bulk deposition*). La misura della deposizione totale è infatti, come è noto, di un tipo di analisi estremamente sensibile, in grado di rivelare anche minime tracce degli elementi radioattivi presenti in atmosfera, impiegando i metodi standard della radiometria ambientale, una su tutti, la spettrometria gamma con rivelatori HPGc. Inoltre, il fatto di non richiedere tecniche di campionamento particolarmente costose e sofisticate, rende questa tecnica assai attraente per tutti i laboratori di radioattività ambientale. Sfortunatamente, accanto a questi indubbi vantaggi, vi sono però alcuni problemi che rendono talvolta difficoltosa l'interpretazione quantitativa dei dati, che viene a dipendere dal modello di deposizione che, spesso tacitamente, viene assunto. Alcuni di questi problemi interpretativi vengono affrontati e discussi, facendo riferimento anche a casi concreti e alle recenti esperienze del monitoraggio ambientale.

## Introduzione

La misura della radioattività nella deposizione umida e secca al suolo (fallout) è stata storicamente una delle prime misure di radioattività ambientale che, negli anni '50 del secolo scorso, evidenziarono la contaminazione planetaria da radionuclidi artificiali derivante dalle numerose esplosioni atomiche in atmosfera (bombe A e H) che le potenze nucleari dell'epoca (USA e URSS) eseguivano per testare i propri arsenali nucleari. Gli elevati livelli di contaminazione atmosferica derivanti da queste pratiche consentivano allora di misurare la componente artificiale della radioattività, anche impiegando metodi di misura molto semplici, come il conteggio alfa e beta totale. Con sistemi di misura più sofisticati, come ad esempio la spettrometria gamma, i livelli di sensibilità salgono di molto e consentono di raggiungere sensibilità notevoli, tali da permettere di rilevare anche debolissime tracce di radionuclidi artificiali. Per questo motivo l'analisi spettrometrica della deposizione umida e secca è ancora oggi una delle tipologie di misure più utilizzate per valutare i livelli di contaminazione atmosferica da radioattività artificiale e, non a caso, anche il CTBTO, cioè l'organizzazione internazionale che gestisce la rete di monitoraggio che verifica il rispetto del Trattato di non proliferazione nucleare, prevede l'esecuzione di sistematiche misure della radioattività nella deposizione umida e secca. Anche la rete nazionale per il controllo della radioattività ambientale prevede parecchi punti di misura distribuiti sul territorio nazionale in cui vengono prelevati e analizzati campioni di deposizione umida e secca.

E' quindi molto importante e di un certo interesse approfondire le caratteristiche tecniche e le potenzialità di questo tipo di misure: è quello che si cercherà di fare in questo lavoro.

## Il sistema di campionamento e le sue potenzialità

L'estrema semplicità del sistema di campionamento costituisce senz'altro uno dei fattori della grande "popolarità" di questo tipo di misura. L'attrezzatura necessaria a raccogliere il fallout si

riduce infatti a dei contenitori (vasche, bidoni), piazzati preferibilmente su ampie terrazze (tetti di edifici) e comunque in zone aperte, se possibili lontano da apprezzabili fonti di particolato di origine "locale": l'obiettivo di queste stazioni di prelievo è infatti quello di intercettare la deposizione di particolato proveniente dalla circolazione atmosferica globale. I contenitori utilizzati allo scopo possono essere singoli o multipli ed essere di materiale plastico o, meglio ancora, di acciaio inox; hanno di norma una superficie complessiva di raccolta di qualche metro quadro.

La deposizione viene di solito raccolta per un periodo piuttosto lungo (un mese), dopodiché si procede al pretrattamento che ha lo scopo di eliminare l'acqua e di ottenere un campione di polvere secca (di solito pochi grammi) che può successivamente essere sottoposto alle analisi radiometriche, in particolare:

- spettrometria  $\gamma$  ad elevata risoluzione (con rivelatori al Germanio iperpuro, HPGe)
- radiochimica (nel caso in cui si vogliono determinare particolari radionuclidi quali, per esempio, lo  $^{90}\text{Sr}$  o i radioisotopi del Plutonio)

L'elevata sensibilità propria di questo tipo di misure è dovuta principalmente a due fattori, intrinsecamente legati alla matrice e alle modalità di campionamento, cioè, in ultima analisi al grande "volume equivalente di campionamento". La misura di deposizione al suolo può infatti essere vista come una misura del particolato sospeso in atmosfera in un volume enorme, il cui ordine di grandezza può essere valutato nel modo seguente:  $V = S \cdot H$ , dove  $S$  è la superficie di raccolta, di qualche  $\text{m}^2$ , mentre  $H$ , che dipende anche dall'elevato tempo di integrazione (1 mese) è di alcune migliaia di metri. Ne consegue che  $V \sim 10^3 - 10^4 \text{ m}^3$ .

Alcuni semplici esempi illustrano bene le potenzialità di questo tipo di misure. Con una misura di fallout si possono infatti ottenere informazioni che, con gli usuali campionamenti atmosferici, risulterebbero assai onerosi.

Ad esempio, volendo stimare la residua presenza di  $^{239+240}\text{Pu}$  in aria, è necessario campionare un enorme volume: tali radioisotopi infatti si possono ancora trovare in atmosfera in debolissime tracce a causa della risospensione dal suolo. Per effettuare una misura diretta di  $^{239+240}\text{Pu}$  venne effettuato ad Ivrea, nel periodo maggio – giugno 1994, il campionamento di svariate decine di migliaia di metri cubi d'aria. Venne impiegata a questo scopo una pompa ad alto volume Andersen, equipaggiata con filtro in fibra di vetro rettangolare avente dimensioni  $8 \times 15 \text{ cm}$ . Il volume totale aspirato nel periodo di campionamento fu pari a  $V = 63142 \text{ m}^3$ . L'analisi radiochimica del campione diede come risultato:

$$C_{^{239+240}\text{Pu}} = 25.9 \pm 6.0 \text{ nBq/m}^3$$

Questo valore può essere messo in relazione con quello ottenuto nella misura, effettuata di routine, del fallout trimestrale, che copre approssimativamente lo stesso periodo: aprile – giugno 1994 contro maggio-giugno 1994. Il dato di deposizione al suolo  $D$  diede infatti il seguente risultato:

$$D_{^{239+240}\text{Pu}} = 2.24 \pm 0.34 \text{ mBq/m}^2$$

corrispondente a un flusso al suolo, supposto costante, pari a:  $\Phi_{\text{fallout}} = 2.88 \cdot 10^{-10} \text{ Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$   
Se si ammette ora che valga la semplice relazione:

$$\Phi_{\text{fallout}} = C \cdot v_m$$

dove con  $v_m$  abbiamo indicato una velocità media di deposizione, si possono usare i dati sperimentali misurati per stimare il parametro  $v_m$ . Si ottiene in tal caso  $v_m \sim 0.01 \text{ m/s}$ .

Un'analoga misura, riferita al  $^{137}\text{Cs}$ , è stata più recentemente (2008) eseguita, questa volta a Torino. Il prelievo di particolato atmosferico effettuato impiegando una pompa ad alto volume tale da filtrare  $45555 \text{ m}^3$  d'aria, ha permesso di rilevare deboli tracce di  $^{137}\text{Cs}$  ( $0.57 \mu\text{Bq/m}^3$ ), dovute al fenomeno della risospensione. Nella seguente figura 1, nello spettro  $\gamma$  del particolato è infatti evidenziato il piccolo ma ben identificabile picco del  $^{137}\text{Cs}$ .

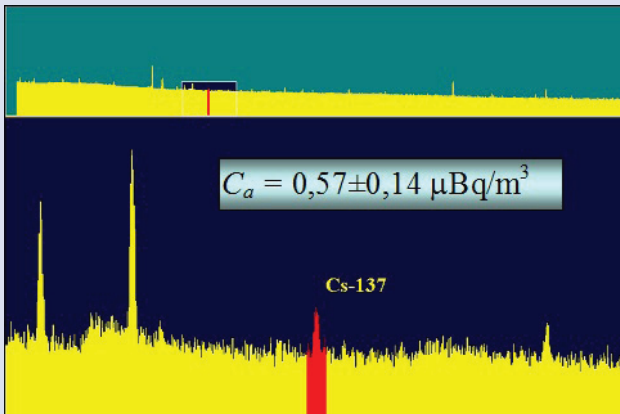


Figura 1. Spettro  $\gamma$  di un campione di particolato atmosferico prelevato a Ivrea nel 2008 (volume campionato 45555 m<sup>3</sup>).

Anche questo dato può essere paragonato con le contemporanee misure di fallout e, analogamente che nel caso precedente, si può stimare la velocità media di deposizione, ottenendo stavolta  $v_m \sim 0.04$  m/s, un valore dello stesso ordine di grandezza di quello trovato per il Plutonio.

Queste verifiche sperimentali mostrano che, sia pure grossolanamente, è possibile correlare la misura della deposizione umida e secca con la misura diretta del particolato in atmosfera: questo fatto è di una certa importanza poiché, dal momento che i campioni di fallout possono essere raccolti in modo relativamente semplice con campionatori passivi (semplici vasche), abbiamo a disposizione un metodo per valutare, con elevatissima sensibilità, la presenza in atmosfera di tracce anche molto piccole di radioattività.

## Un modello per la deposizione radioattiva umida e secca

Nella presentazione di questi primi dati abbiamo introdotto un semplicissimo modello di deposizione, basato su una quantità: la velocità media di deposizione  $v_m$ . Tale parametro è evidentemente di cruciale importanza nella modellizzazione del fenomeno della deposizione poiché tramite esso è possibile passare dalla concentrazione in atmosfera alla deposizione al suolo e viceversa. Tuttavia non possiamo nascondervi che un tale approccio è eccessivamente rozzo e pertanto la sua capacità predittiva non può andar oltre la pur apprezzabile stima dell'ordine di grandezza. La ragione di ciò sta nel fatto che:

- è difficile assegnare a  $v_m$  un valore "corretto" nelle varie condizioni sperimentali
- non è semplice definire in modo univoco il significato fisico di  $v_m$

A rigore, infatti, la relazione  $\Phi_{\text{fallout}} = C \cdot v_m$  può avere un chiaro significato fisico (sia pure introducendo varie approssimazioni e caveat) solo se ci si limita a considerare la deposizione secca che, come sappiamo è solo una componente, e nemmeno la più importante, della deposizione totale ( $\Phi_{\text{fallout}} = \Phi_{\text{secca}} + \Phi_{\text{umida}}$ ). In tal caso  $v_m$  può rappresentare davvero, con discreta approssimazione, la velocità media delle particelle sospese in atmosfera che cadono verso il suolo per gravità. In realtà le cose sono assai più complicate, dal momento che la velocità "vera"  $v_d$  di deposizione è in realtà legata alle dimensioni e alla densità del particolato, parametri che possono variare anche parecchio nelle varie condizioni ambientali.

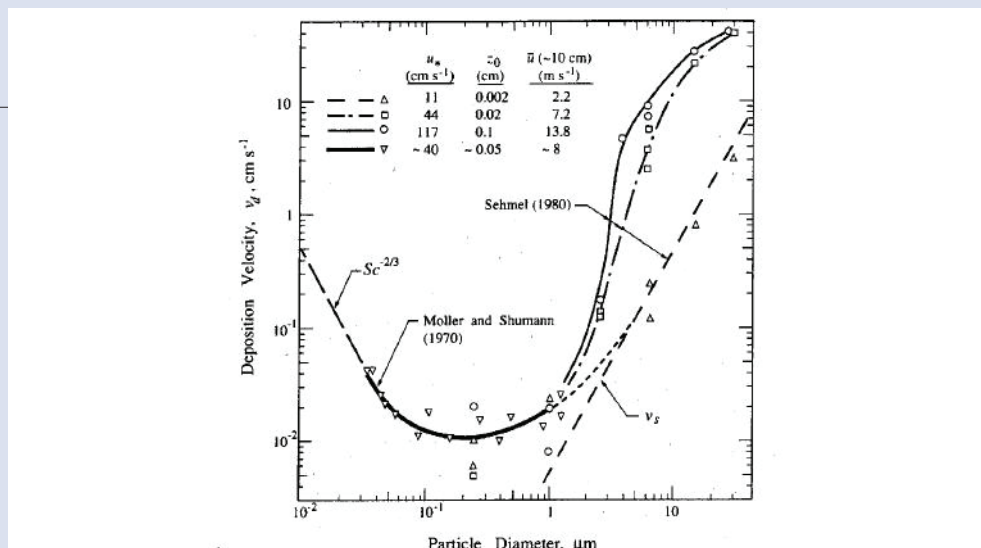
Nella seguente figura 2 sono mostrati alcuni dati sperimentali.

Dal grafico si nota che la velocità presenta un minimo per diametri delle particelle comprese tra 0.1 – 1  $\mu\text{m}$ , con un valore  $\sim 0.01$  cm/s. La ragione della presenza di questo minimo risiede nel fatto che la velocità di deposizione è in realtà data da due contributi:

$$v_d = v_s + v_{\text{atm}}$$

dove  $v_s$  è la velocità di sedimentazione gravitazionale, ricavabile dalla legge di Stokes del

Figura 2. Velocità di deposizione secca in funzione del diametro del particolato.



moto in un mezzo viscoso, mentre con  $v_{atm}$  si indica un termine aggiuntivo che dipende dalla turbolenza atmosferica e dai moti browniani il cui valore aumenta al diminuire della dimensione della particella.

Per diametri delle particelle superiori a 2 mm prevalgono gli effetti gravitazionali e quindi la velocità di deposizione  $v_d$  tende a coincidere con la velocità di sedimentazione  $v_s$ . Si ritiene che, di solito, le particelle interessate dal fallout radioattivo, cioè quelle a cui sono attaccati i radionuclidi (naturali e artificiali) presenti in atmosfera ricadano nell'intervallo 0.1 – 1 mm. Nei casi concreti non si ha a che fare con particelle aventi una sola e ben definita dimensione, bensì con una distribuzione  $f(v(r))$  delle velocità, in funzione della dimensione  $r$  delle particelle, il valore medio  $v_m$  è a rigore dato dalla seguente espressione:

$$v_m = \int v_d \cdot f(v(r)) \cdot dr$$

Poiché la forma della funzione di distribuzione  $f(v(r))$  è spesso ignota, per la stima di  $v_m$  sono talvolta impiegate formule empiriche.

Una formula empirica che lega la velocità (media) di deposizione secca del particolato alle sue dimensioni è la seguente (Milford and Davidson, 1985):

$$v_m = 0.388 \cdot (MMD)^{0.76} \text{ cm/s}$$

dove MMD è il mass median diameter della distribuzione dimensionale del particolato.

A partire da formule di questo tipo può anche stimare, misurando  $v_m$  per altre vie, la MMD tipica del particolato coinvolto nel fallout secco (abbiamo trovato 0.4 μm per il fallout di Chernobyl in Piemonte).

A queste condizioni è quindi lecito scrivere, per il flusso di deposizione secca, la seguente equazione:

$$\Phi_{secca} = C \cdot v_m \quad (1)$$

Per quanto riguarda invece la deposizione umida, si è soliti distinguere due differenti meccanismi:

- a) il washout, cioè il dilavamento che avviene all'interno delle nubi
- b) il rainout, cioè il dilavamento dell'atmosfera che avviene a causa della pioggia (o della neve) al di sotto delle nubi

Nonostante che rainout e washout siano fenomeni chimico-fisici assai differenti, dal punto di vista modellistico possono essere trattati, in prima approssimazione, allo stesso modo

Il flusso al suolo per deposizione umida può quindi essere visto nel seguente modo:



$$\Phi_{umida} = \int \Lambda \cdot C(z) \cdot dz \quad (2)$$

dove  $C(z)$  è la concentrazione delle particelle alla quota  $z$ , mentre  $\Lambda$ , che ha le dimensioni di un tempo, è il tasso di dilavamento (scavenging rate o scavenging ratio). Il valore di  $\Lambda$  non è in generale costante ma aumenta all'aumentare dell'intensità  $J$  della precipitazione (di solito espressa in mm/h) e all'aumentare del diametro delle gocce, come può essere visto dalla seguente figura 3.

Lasciando perdere la dipendenza dalle gocce d'acqua (si può supporre, in prima approssimazione, che il valore medio del diametro delle gocce non vari troppo da un evento piovoso all'altro), si può dunque scrivere:

$$\Lambda = \lambda \cdot J$$

dove  $\lambda$  è il coefficiente di dilavamento, che ha le dimensioni dell'inverso di una lunghezza.

Introducendo allora nella (2) alcune ipotesi semplificatrici:

- l'integrale sia esteso da 0 ad  $H$ , altezza media delle nubi
- $C(z)$  non vari con l'altezza

Si ricava allora:

$$\Phi_{umida} = \Lambda \cdot C \cdot H \quad (3)$$

Possiamo ora osservare che l'equazione (3) descrive una situazione "istantanea": infatti, proprio a causa del dilavamento prodotto dalla precipitazione, la concentrazione  $C$  non può essere considerata costante nel tempo. Ma, proprio grazie al parametro  $\Lambda$ , cioè al tasso di dilavamento che abbiamo introdotto, sappiamo calcolare la dipendenza della concentrazione  $C$  dal tempo.

Si può definire infatti l'equazione differenziale:

$$dC = -\Lambda \cdot C \cdot dt$$

che integrata fornisce l'espressione:

$C = C_0 \cdot e^{-\Lambda t}$ , dove  $C_0$  è la concentrazione iniziale.

Ricordandosi a questo punto che:  $\Lambda = \lambda \cdot J$ , dalla (3) si ottiene infine per la deposizione umida:

$$\Phi_{umida} = \lambda \cdot J \cdot H \cdot C_0 \cdot e^{-\lambda J t} \quad (4)$$

Abbiamo così definito entrambe le componenti del flusso di deposizione:  $\Phi_{fallout} = \Phi_{secca} + \Phi_{umida}$ .

Si tratta ora di tradurre questa descrizione teorica in termini di flussi, nelle quantità che sono misurate sperimentalmente. Indicando allora con  $D$  la quantità di radioattività che si accumula al suolo (e nel dispositivo di raccolta del fallout) e che quindi si può misurare, l'equazione differenziale che descrive il fenomeno è la seguente:

$$\frac{dD}{dt} + \lambda_D \cdot D = \Phi_{fallout}$$

dove con  $\lambda_D$  abbiamo indicato la costante di decadimento radioattiva di un generico radionuclide.

L'accumulo della radioattività nel campionario dipende ovviamente dall'intervallo di tempo considerato che, nel caso di una tipica misura di fallout, è in generale il tempo di

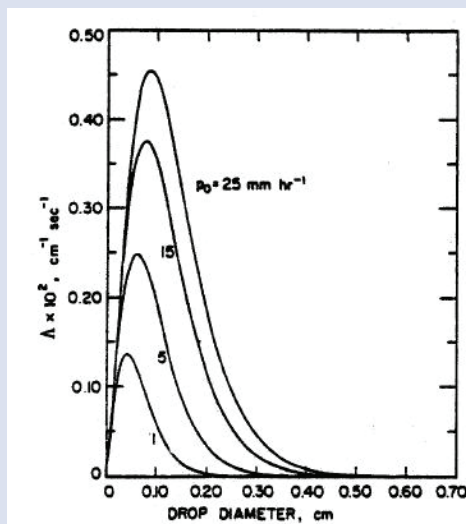


Figura 3. Dipendenza del tasso di dilavamento (scavenging rate) dall'intensità della precipitazione e dal diametro delle gocce.

campionamento  $\tau_c = 1$  mese. E' però opportuno, a questo proposito, distinguere tra deposizione secca e umida. Se infatti per la deposizione secca può essere ragionevole considerare come tempo di integrazione  $\tau_c$ , nel caso della deposizione umida si deve considerare invece come tempo di integrazione la durata della precipitazione  $\tau_p$ .

Possiamo allora passare all'integrazione della suddetta equazione differenziale, con la condizione iniziale  $D(0)=0$ ; abbiamo allora, rispettivamente, nel caso di deposizione secca e umida, le seguenti espressioni:

$$D_{\text{secca}} = \frac{C \cdot v_m}{\lambda_D} \cdot (1 - e^{-\lambda_D \cdot \tau_c}) \quad (5)$$

$$D_{\text{umida}} = \frac{\lambda \cdot J \cdot H \cdot C_0}{(\lambda_D - \lambda \cdot J)} \cdot (e^{-\lambda \cdot J \cdot \tau_p} - e^{-\lambda_D \cdot \tau_p}) \quad (6)$$

La (5) e la (6) possono essere semplificate in alcuni casi particolari che brevemente discuteremo. La (5) infatti, nel caso di un radionuclide a vita lunga (ad esempio per il  $^{137}\text{Cs}$ , per cui  $\lambda_D \cdot \tau_c \ll 1$ ), risulta indipendente dall'emivita del radionuclide e proporzionale al tempo di campionamento, diventando:

$$D_{\text{secca}} = C \cdot v_m \cdot \tau_c \quad (5')$$

Mentre all'estremo opposto, per un radionuclide a breve emivita cui ( $\lambda_D \cdot \tau_c \gg 1$ ) avremo:

$$D_{\text{secca}} = \frac{C \cdot v_m}{\lambda_D} \quad (5'')$$

Per la (6) invece, se il  $t_{1/2}$  del radionuclide è  $\gg$  della durata  $\tau_p$  dell'evento piovoso (condizione che, per la maggior parte dei radionuclidi, si verifica quasi sempre), si può avere l'approssimazione:

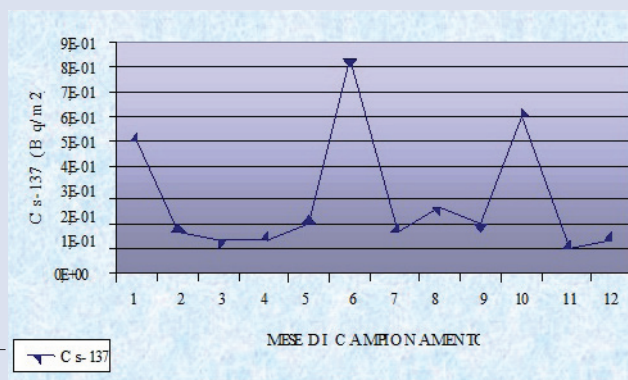
$$D = H \cdot C_0 \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot J \cdot \tau_p}) \quad (6')$$

la quale, in condizioni particolari, cioè quando la quantità  $\lambda \cdot J \cdot \tau_p$  può essere considerarsi piccola ( $\ll 1$ ) e il corrispondente esponenziale può quindi essere sviluppato al I ordine, diventa:

$$D = H \cdot C_0 \cdot \lambda \cdot J \cdot \tau_p \quad (6'')$$

da cui si vede che, poiché  $J \cdot \tau_p = P$ , pioggia totale caduta durante l'evento piovoso, si ottiene il notevole risultato che la deposizione radioattiva  $D_{\text{umida}}$  ha una dipendenza lineare rispetto alla quantità di pioggia caduta.

Figura 4. Fallout mensile di  $^{137}\text{Cs}$  misurato a Ivrea nel 1998: si nota nel mese di giugno (6) un'evidente anomalia: sottraendo dal valore di giugno (circa  $0,8 \text{ Bq/m}^2$ ) il contributo calcolato per l'evento "Algeiras", cioè  $0,6 \text{ Bq/m}^2$ , l'anomalia scompare.



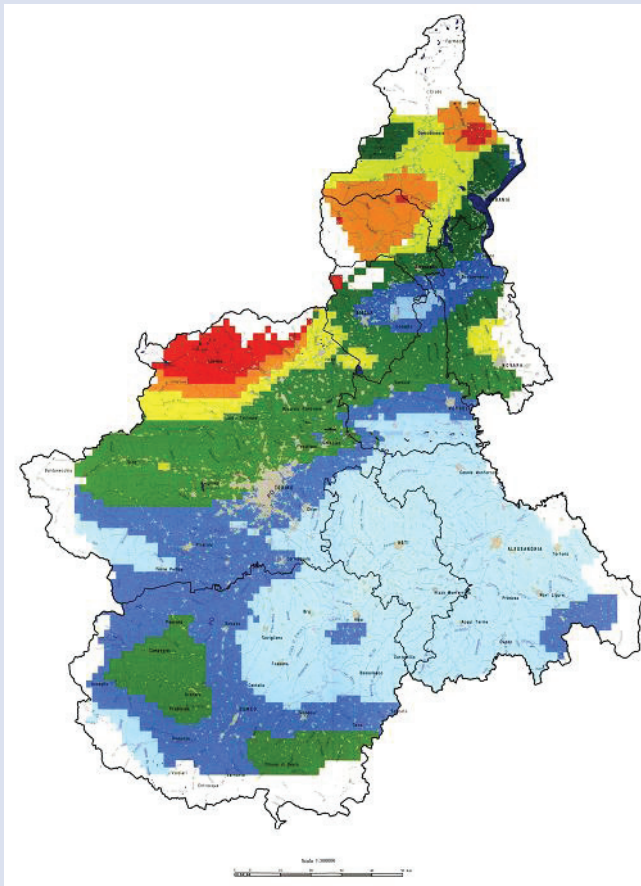


Figura 5. Cartina del Piemonte con evidenziati i diversi livelli di contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$  dovuto al fallout di Chernobyl (A. Facchinelli, M. Magnoni, "Radioattività ambientale e radiocontaminazione dei suoli piemontesi", Collana Ambiente n°14, Regione Piemonte, 1998).

## Applicazioni e verifiche sperimentali

Alcune semplici applicazioni pratiche degli approcci sopra esposti sono qui brevemente illustrate.

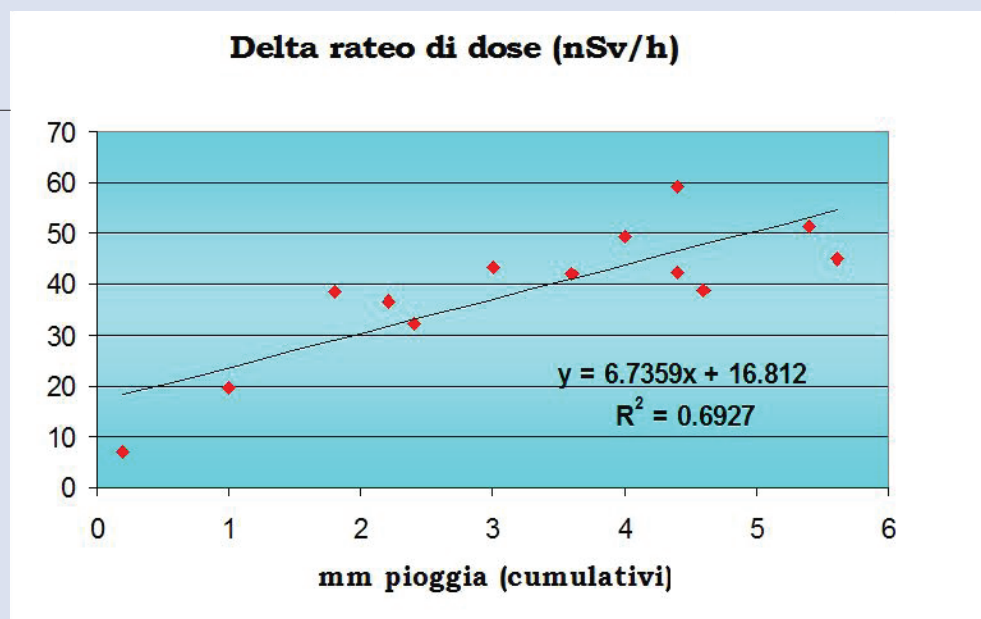
Per quanto riguarda la deposizione secca, ci si può riferire all'incidente di Algeciras (Spagna, giugno 1998), dove la fusione accidentale in una fonderia di una sorgente di  $^{137}\text{Cs}$  determinò l'emissione in atmosfera di una rarefatta ma diffusa "nube" radioattiva su tutta l'Europa Sud Occidentale. Nel Nord Italia vennero misurate concentrazioni di radiocesio dell'ordine di  $10^{-3} \text{ Bq/m}^3$ . Assumendo allora come velocità media della deposizione secca  $v_m = 0,18 \text{ cm/s}$ , dedotto da precedenti studi di deposizione (vedi bibliografia) e usando l'equazione (5') con  $\tau_c = 4$  giorni (corrispondenti ai giorni di "passaggio della nube"), si ricava un valore di deposizione secca pari a  $D_{\text{secca}} = 0,6 \text{ Bq/m}^2$ . Tale valore può essere confrontato con le misure mensili di fallout effettuate rutinariamente ad Ivrea e riportate nella seguente figura 4.

Si vede subito che l'incremento osservato a giugno è spiegabile con il contributo aggiuntivo della deposizione secca.

Una verifica del modello di deposizione umida è stato fatto in passato utilizzando i dati della ricaduta radioattiva di  $^{137}\text{Cs}$  dovuta a Chernobyl (A. Facchinelli e M. Magnoni, 1998; A. Facchinelli et al., 2002). Utilizzando infatti i dati della piovosità nel periodo di interesse (30 aprile 1986 – 6 maggio 1986) e correlandoli con i dati di contaminazione al suolo da  $^{137}\text{Cs}$ , misurati in più di 100 siti distribuiti in tutta la Regione Piemonte, è stata infatti verificata, in particolare, la relazione (6'').

La buona correlazione osservata tra il  $^{137}\text{Cs}$  nei suoli e la piovosità ( $R^2 = 0,64$ ) ha inoltre consentito di stimare, sempre grazie alla (6''), anche alcuni caratteristici parametri della

Figura 6. Incremento lineare del rateo di dose in funzione della pioggia cumulata.



deposizione umida, quale ad esempio il coefficiente di dilavamento  $\lambda$  (scavenging coefficient). Ulteriori verifiche sperimentali del semplice modello di deposizione umida qui presentato sono tuttora in corso. Ne citiamo una che riguarda i radionuclidi naturali: è ben noto il fenomeno che vede registrare un transitorio aumento della radiazione  $\gamma$  ambientale in concomitanza con eventi piovosi. È il cosiddetto "effetto radon", dovuto al dilavamento dei figli a vita breve del radon stesso ( $^{214}\text{Pb}$  e  $\text{Bi}$  in particolare): nella figura 6 che segue è mostrato l'incremento del rateo di dose (proporzionale alla deposizione) in funzione della pioggia cumulata, come appunto è previsto dall'equazione (6").

1. A. Facchinelli, M. Magnoni, L. Gallini and E. Bonifacio, *Cs-137 contamination from Chernobyl of soils in Piemonte (North-West Italy): spatial distribution and deposition model*, Water Air and Soil Pollution, Vol. 134, pp 341-352, (2002).
2. A. Facchinelli, M. Magnoni, *Radioattività ambientale e radiocontaminazione dei suoli piemontesi*, Collana Ambiente n°14, Regione Piemonte, (1998).
3. L. Albertone, M.C. Losana, M. Magnoni, L. Porzio, *Rapporto sulla radioattività ambientale – La radioattività ambientale in Piemonte*, ARPA Piemonte – Regione Piemonte (2010).



# La qualità e l'affidabilità delle misure

Pierino De Felice

ENEA, Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti,  
Centro Ricerche Casaccia, Roma  
pierino.defelice@enea.it

## Riassunto

Il lavoro descrive gli obiettivi del programma di promozione dell'affidabilità delle misure, per i laboratori delle reti di sorveglianza della radioattività ambientale, condotto dall'Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti dell'ENEA, in collaborazione con l'ISPRA. Si riassume le modalità organizzative del programma ed i principali risultati delle campagne di taratura ed interconfronto svolte dal 1983 al 2010. I risultati ottenuti dimostrano l'efficacia del programma e un livello abbastanza omogeneo tra i laboratori partecipanti ma evidenziano la persistenza di alcune fonti di errore che sarà necessario approfondire e risolvere nei prossimi anni.

## 1. Introduzione

L'ENEA, tramite l'Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti (INMRI), e l'ISPRA collaborano, sin dai primi anni ottanta, assicurando lo svolgimento di un programma di standardizzazione e di promozione dell'affidabilità delle misure per tutti i laboratori delle reti di sorveglianza della radioattività ambientale [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11].

Condizioni essenziali per la comparabilità e l'affidabilità dei risultati forniti da una rete di rilevamento dati sono, infatti:

- un adeguato grado di standardizzazione dei mezzi e delle procedure sperimentali fra i centri della rete;
- lo svolgimento di periodiche campagne di controlli e misure per l'adeguamento e il mantenimento della qualità e affidabilità nei risultati complessivi forniti dalla rete.

Un livello di standardizzazione il più ragionevolmente possibile elevato è indispensabile per ottimizzare il funzionamento delle reti di sorveglianza. Esso, infatti, garantisce l'omogeneità nella produzione e presentazione dei dati e permette di predisporre piani di Controllo di Qualità sull'affidabilità della rete.

Le campagne di controlli e misure sono inoltre essenziali per individuare le principali fonti di errore nelle procedure di misura e le possibili soluzioni per rendere tali procedure più accurate.

L'efficacia del programma sin qui svolto è dimostrata dal continuo miglioramento dei risultati dei controlli svolti ed è stata più volte sottolineata in passato [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11].

## 2. Obiettivi e organizzazione del programma

L'obiettivo generale è perseguito attraverso campagne nazionali di taratura ed interconfronto, ripetute periodicamente. In particolare, per il raggiungimento di tale obiettivo è necessario:

- assicurare la riferibilità delle misure ai campioni primari di attività dei radionuclidi mantenuti dall'INMRI. Poiché questi campioni sono periodicamente confrontati a livello internazionale, il raggiungimento di questo obiettivo consente anche di rendere le misure effettuate in Italia confrontabili con quelle di altri paesi;
- garantire il raggiungimento di un medesimo livello di accuratezza delle misure, da parte di tutti i centri della rete.

Le campagne di taratura sono effettuate su specifiche tipologie di misura concordate, di volta in volta, con i laboratori partecipanti. Le sorgenti radioattive campione da utilizzare per la

taratura della strumentazione, nella particolare tipologia di misura oggetto della campagna, sono preparate e distribuite dall'INMRI [12, 13, 14]. Una caratteristica fondamentale delle sorgenti di taratura e dei materiali di riferimento preparati dall'INMRI è la riferibilità ai campioni nazionali ed internazionali [15]. Ne discende che una determinazione di radionuclidi effettuata in un laboratorio italiano afferente alle reti nazionali di sorveglianza della radioattività è confrontabile, sia a livello nazionale che internazionale, con le analoghe misure effettuate da altri laboratori. Insieme alle sorgenti, i laboratori ricevono i relativi certificati di taratura e le guide tecniche necessarie per uniformare le procedure di taratura. I dati sperimentali ottenuti sono riportati su appositi questionari rinviati all'INMRI. Un'analisi comparata di questi dati fornisce numerose informazioni sul grado di omogeneità raggiunto riguardo alle procedure di taratura. Le campagne di interconfronto seguono generalmente quelle di taratura e, di volta in volta, hanno come oggetto le stesse tipologie di misura già considerate. Le sorgenti di riferimento sono preparate e distribuite dall'INMRI ma, in questo caso, esse sono prive di certificazione. Insieme alle sorgenti è distribuita una nota informativa contenente le indicazioni necessarie per il corretto svolgimento del confronto. Utilizzando i coefficienti di taratura precedentemente ottenuti, i laboratori partecipanti devono individuare quali radionuclidi siano presenti nella sorgente di interconfronto e determinarne il valore di attività riportando, su un'apposita scheda, i risultati ottenuti. I dati sono quindi confrontati con i valori di riferimento dell'INMRI e gli scarti ottenuti sono presentati e discussi in forma anonima, in incontri aperti a tutti i partecipanti. Questa riservatezza si è rivelata utile in numerosi casi, permettendo una discussione approfondita degli errori commessi da alcuni partecipanti, senza introdurre elementi di valutazione negativi, estranei agli scopi del programma di affidabilità.

Tabella 1. Campagne di taratura (tar) e interconfronto (int) svolte dal 1983 al 2010. Sono indicati l'anno di svolgimento (con le ultime due cifre dell'anno) e gli obiettivi specifici di ciascuna campagna.

Scopo della campagna			
Anno	Misure beta	Misure gamma	Oggetto della campagna ed obiettivo specifico
1983 1985	int $\beta$ 83 int $\beta$ 85	int $\gamma$ 83 int $\gamma$ 85	Sr-90 e Cs-137 nel latte, valutazione stato iniziale (1983) e riproducibilità (1985).
1987 1989	tar $\beta$ 88 int $\beta$ 89	tar $\gamma$ 87 int $\gamma$ 88	Sr-90 ed emettitori gamma in sorgenti liquide acquose, avviamento nuovi laboratori post-Chernobyl.
1990	tar $\beta$ 90 int $\beta$ 90	tar $\gamma$ 90 int $\gamma$ 90	Sr-90 ed emettitori gamma in sorgenti liquide acquose, valutazione complessiva di affidabilità.
1991	-	tar $\gamma$ 91 int $\gamma$ 91	emettitori gamma nel suolo, valutazione complessiva di affidabilità.
1992	UNI92	-	Sr-90 nel latte con metodi rapidi (1992)
1993	tar $\beta$ 93	tar $\gamma$ 93	emettitori gamma e beta nel "fall-out" e nel particolato atmosferico, taratura dei sistemi di misura dei CRR.
1996	-	tar $\gamma$ 96 int $\gamma$ 96	emettitori gamma in sorgenti liquide acquose, avviamento di 12 nuovi laboratori (CRR) immessi nella rete.
1998	-	tar $\gamma$ 98 int $\gamma$ 98	emettitori gamma in sorgenti liquide acquose, valutazione complessiva di affidabilità per 12 nuovi laboratori (CRR) immessi nella rete.
1999	-	tar $\gamma$ 99-00 int $\gamma$ 99-00	emettitori gamma in sorgenti liquide acquose ad elevata densità
2000	-	int $\gamma$ 00	correzione per effetto somma in spettrometria $\gamma$
2004	-	int $\gamma$ 04	miscela di $\gamma$ emettitori nel particolato atmosferico
2006	radon06		radon in aria



Il programma di standardizzazione si è negli anni ampliato ed evoluto e, attualmente, esso è caratterizzato da:

- lo svolgimento di campagne di taratura e di interconfronti (a tal fine si richiede la preparazione e la distribuzione di sorgenti campione specifiche per ciascuna campagna di misura);
- gli incontri periodici con i vari laboratori per individuare e suggerire i rimedi nel caso di risultati non soddisfacenti;
- la presentazione e la discussione dei risultati in riunioni periodiche generali con i laboratori della rete;
- la stesura di un rapporto annuale di consuntivo dal quale si desume il livello di affidabilità dei diversi laboratori e la sua evoluzione nel tempo;
- lo studio delle procedure del programma e delle sue evoluzioni.

### 3. Campagne di misura svolte dal 1983 al 2010

Le campagne di misura svolte dal 1983 al 2010 sono riassunte in ordine cronologico in Tabella 1 dove è citata anche la tipologia di misura considerata. Le principali azioni svolte hanno riguardato misure di radionuclidi beta e gamma emettitori in matrici di latte, acquose, di suolo, fall-out e particolato atmosferico. Negli ultimi anni il programma è stato esteso a misure di radon in aria. Durante lo svolgimento del programma, si è verificata la necessità di adattare gli interventi alle trasformazioni intercorse nel tempo nella struttura delle reti. Tali trasformazioni hanno riguardato l'inserimento di nuovi laboratori dopo l'incidente di Chernobyl, la designazione dei Centri di Riferimento Regionali per il controllo della radioattività ambientale (CRR) e, successivamente, delle Agenzia Regionali di Protezione Ambientale (ARPA). Il programma si è evoluto seguendo un criterio di complessità crescente nelle misure, in relazione a quanto richiesto nella pratica corrente del rilevamento della radioattività ambientale. Nelle Tabelle 2, 3 e 4 sono riportati i laboratori che hanno partecipato alle diverse campagne. Si può osservare il progressivo coinvolgimento, in particolare dopo il 1986, dei laboratori del settore sanitario (USL, PMIP) e, successivamente, delle ARPA, nonché la presenza di alcuni laboratori non appartenenti alle reti. Questi laboratori, infatti, interessati al programma, hanno espressamente richiesto di essere inseriti in qualità di "ospiti". Le campagne di interconfronto hanno così anche offerto la possibilità di confrontare il grado di affidabilità dei diversi laboratori rispetto al sistema nazionale nel suo complesso.

### 4. Risultati del programma di misure gamma

Nel seguito sono riportati, a titolo di esempio, alcuni risultati del programma di standardizzazione svolto nel periodo dal 1994 al 2006. Ulteriori informazioni sono riportate in bibliografia [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11].

Due tipiche situazioni soddisfacenti sono riportate in Figura 1, relative alla campagna gamma del 1997 e a due radionuclidi (Ce-139 e Cs-137) la cui misura non presenta particolari difficoltà. Come si osserva, tutti i partecipanti riportano scarti dai valori di riferimento contenuti entro il 5%.

Nella stessa campagna, relativamente ad altri radionuclidi (soggetti alla difficoltà sperimentale di correzione per effetto somma), i risultati ottenuti sono riportati nella Figura 2. Tutti i partecipanti riportano una sistematica sottostima rispetto ai valori di riferimento, non essendo a quel tempo, ancora diffusa la capacità di applicare correzioni per effetto somma. Questo confronto offrì l'evidenza dell'importanza di poter disporre di valori di riferimento ottenuti con metodi indipendenti (assoluti), quali quelli disponibili presso l'INMRI. Infatti, se si fosse misurato lo scarto di ciascun partecipante rispetto ad un valore di riferimento derivato dalla

media dei risultati forniti, si sarebbe ottenuta una situazione del tutto simile a quella di Figura 1, mascherando di fatto il problema riscontrato.

Tabella 2a. Partecipanti alle campagne di taratura (T) e interconfronto (I) svolte dal 1983 al 2000 (da A a P).

Laboratorio (denom. non aggiornata)	I β 83	I β 85	T+I β 88 89	T+I β 90	T β 93	I γ 83	I γ 85	T+I γ 87 88	T+I γ 90	T+I γ 91	T γ 93	T+I γ 96	T+I γ 98	T γ 99 00
ANPA						X	X		X					X
APPA-Bolzano					X					X	X	X	X	X
APPA-Trento					X			X			X	X	X	X
ARPA/Univ. Perugia					X			X	X	X	X			X
ARPA-Alessandria												X		X
ARPA-Aosta					X						X	X	X	X
ARPA-Bergamo				X				X	X	X				X
ARPA-Cremona			X	X				X	X	X				X
ARPA-Cuneo														X
ARPA-Ivrea			X		X			X	X	X	X			X
ARPAL-Genova					X						X	X	X	X
ARPA-Milano			X	X	X			X	X	X	X			X
ARPA-Parabiago														X
ARPA-Piacenza		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X
ARPA-Tarquinia					X						X	X	X	X
ARPAT-Firenze					X			X	X	X	X			X
ARPAT-Grosseto														X
ARPAT-Livorno														X
ARPAT-Massa														X
ARPA-Udine					X			X	X	X	X			X
ARPAV-Belluno														X
ARPA-Vercelli												X		X
ARPAV-Padova														X
ARPAV-Treviso														X
ARPAV-Venezia														X
ARPAV-Verona														X
ARPAV-Vicenza														X
ARTA-Pescara					X						X	X	X	X
AULSS 12 Veneziana														X
CCR-ISPRA				X					X	X				X
CISE Milano	X	X				X	X							
CNR ICTIMA-Padova														X
CRESAM Pisa				X					X	X				
CRI-Roma										X				X
CRR Ancona					X			X	X	X	X			
CRR Potenza					X						X	X	X	
CRR Verona					X			X	X	X	X			
CRR-Bari					X						X	X	X	X
CRR-Campobasso					X						X	X	X	X
CRR-Palermo					X						X	X	X	X
CRR-R.Calabria					X						X	X	X	X
CRR-Salerno					X						X	X	X	X
ENEA Bologna			X	X					X	X				
ENEA BRASIM.				X					X	X				
ENEA Montec.									X	X				
ENEA S. Teresa									X					
ENEA-Casaccia		X	X	X			X	X	X	X				X
ENEA-Frascati									X	X				X
ENEA-Saluggia	X	X		X		X	X		X	X				X
ENEA-Trisaia	X	X		X		X	X		X					X
INFN Frascati										X				
ISS														X
IZS Foggia								X						
IZS Teramo								X	X	X				
IZSLT Roma												X		
J. S. INST. Lubjana														X
LENA-Pavia	X	X				X	X		X	X				X
OSP. GALL. Genova								X	X	X				
PMP Pesaro									X	X				
PMP-Cagliari					X					X	X			X
PMP-Sassari						X			X	X				X
PROTEX Fforlì									X					

Laboratorio (denom. non aggiornata)	I $\beta$ 83	I $\beta$ 85	T+I $\beta$ 88 89	T+I $\beta$ 90	T $\beta$ 93	I $\gamma$ 83	I $\gamma$ 85	T+I $\gamma$ 87 88	T+I $\gamma$ 90	T+I $\gamma$ 91	T $\gamma$ 93	T+I $\gamma$ 96	T+I $\gamma$ 98	T $\gamma$ 99 00
SOGIN-Caorso	X	X		X		X	X		X	X				X
SOGIN-Garigliano	X	X		X		X	X		X	X				X
SOGIN-Latina	X	X		X		X	X		X	X				X
SOGIN-Trino	X	X		X		X	X		X	X				X
UNIV. Napoli						X	X	X						X
UNIV. Cagliari									X	X				
UNIV. Caserta														X
UNIV. Catt.-Piacenza														X
UNIV. Luxembourg														X
UNIV. Milano										X				
USL 1 Trieste								X	X	X				
USL 11 Pordenone								X		X				
USL 13 Genova								X	X	X				
USL 27-28 Bologna									X	X				
USL 3 Pesaro								X						
USL C5 Trento								X						
USL"C. Sud" Bolzano								X	X	X				

Tabella 2b. Partecipanti alle campagne di taratura (T) e interconfronto (I) svolte dal 1983 al 2000 (da S a U).

APAT	E	C.R.I. Roma	E
APPA Bolzano	E	C.R.R. Bari	E
APPA Trento	E	C.R.R. Palermo	E
ARPA Calabria	E	C.R.R. Sardegna	E
ARPA Campania	E	Commissione Europea-C.C.R. Ispra	O
ARPA Emilia - Romagna	E	ENEA C.R. Casaccia	O
ARPA FVG	E	ENEA C.R. Frascati	O
ARPA Liguria	E	ENEA C.R. Saluggia	O
ARPA Lombardia Bergamo	E	ENEA C.R. Trisaia	O
ARPA Lombardia Cremona	E	ENEA Fis-Ing C.R. Brasimone	O
ARPA Lombardia Milano	E	ICIS-CNR Padova	O
ARPA Marche	E	INFN-LNF	O
ARPA Molise	E	ISPESL	O
ARPA Piemonte Alessandria	E	IZS Puglia e Basilicata	O
ARPA Piemonte Torino	E	IZSLT Roma	O
ARPA Piemonte Vercelli	E	LENA - Pavia	O
ARPA Sardegna Sassari	E	SOGIN Caorso	O
ARPA Toscana	E	SOGIN Garigliano	O
ARPA Umbria	E	SOGIN Latina	O
ARPA Valle d'Aosta	E	SOGIN Trino	O
ARPA Veneto Belluno	E	Università Catt. Piacenza	O
ARPA Veneto Padova	E	Università Di Bologna	O
ARPA Veneto Venezia	E	Università Di Cagliari	O
ARPA Veneto Verona	E	Università Napoli - Sede Caserta	O
ARPA Veneto Vicenza	E	Università Napoli - Sede Napoli	O
ARTA Abruzzo	E	Università Perugia	O
AULSS 12 - Veneziana	O	Università Politecnico Milano	O
C.I.S.A.M. - Pisa	O		

Tabella 3. Partecipanti al programma 2004-2005, effettivi (E) ed ospiti (O).

APAT - Roma	ARPA Valle d'Aosta - Aosta
APPA - Bolzano	ARPA Veneto - Belluno
APPA - Trento	ARPA Veneto - Padova
ARPA Emilia Romagna - Piacenza	ARPA Veneto - Treviso
ARPA Friuli Venezia Giulia - Udine	ARPA Veneto - Verona
ARPA Liguria - Genova	ARPA Veneto - Vicenza
ARPA Lombardia - Bergamo	ARTA Abruzzo - Pescara
ARPA Lombardia - Milano	ENEA - Bologna
ARPA Marche - Ancona	ISPESL - Roma
ARPA Piemonte - Ivrea	Università Federico II (sc. Ambientali) - Napoli
ARPA Puglia - Bari	Università Federico II (sc. Fische) - Napoli
ARPA Sardegna - Cagliari	Università Cattolica del Sacro Cuore - Roma
ARPA Umbria - Perugia	Università degli Studi - Perugia

Tabella 4. Partecipanti al programma radon (2006).

Sempre nello stesso confronto i risultati per due nuclidi in condizioni sperimentali ulteriormente complesse sono riportati in Figura 3. Per questi due nuclidi, presenti con livelli di attività

prossimi ai limiti di rivelazione, era inoltre necessario applicare correzioni per deconvoluzione spettrale la cui entità dipende in modo più marcato dal particolare apparato sperimentale utilizzato. Ne consegue che gli scarti risultano meno sistematici. In questo caso ciascun risultato fu discusso bilateralmente tra gli organizzatori e ciascun laboratorio partecipante,

Figura 1. Risultati per i nuclidi Ce-139 e Cs-137 nel confronto gamma del 1997.

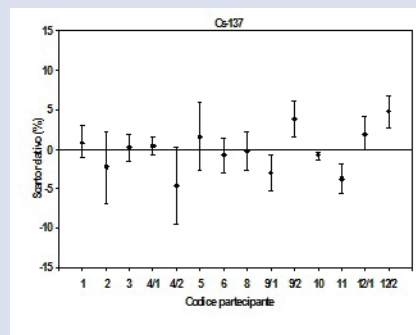
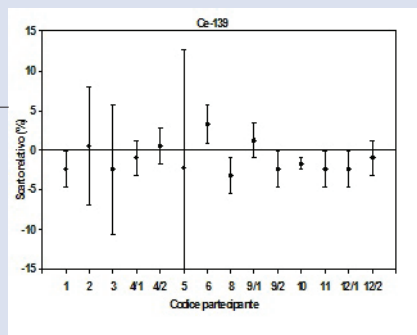


Figura 2. Risultati per i nuclidi Cs-134 e Na-22 nel confronto gamma del 1997.

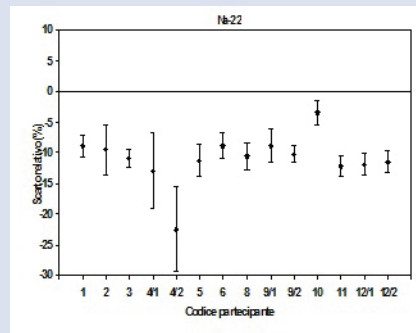
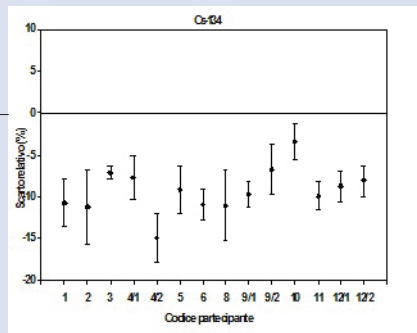
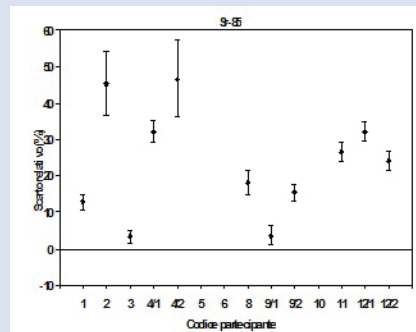
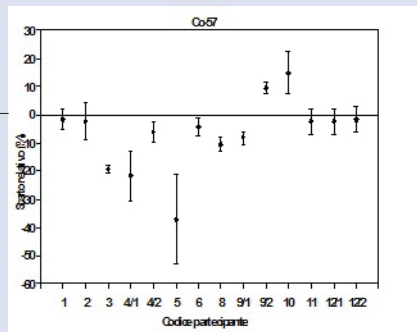
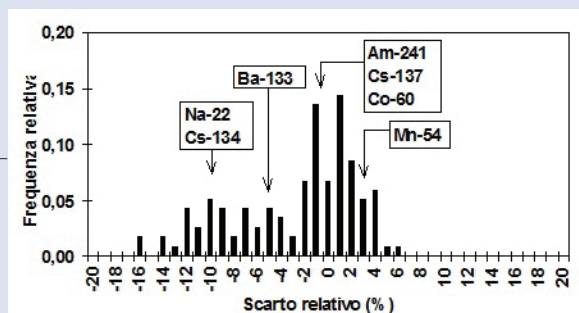


Figura 3. Risultati per i nuclidi Co-57 e Sr-85 nel confronto gamma del 1997.



al fine di individuare la causa di ciascun errore di misura effettuato. Una rappresentazione d'insieme del livello complessivo raggiunto dai laboratori delle reti è fornita nelle Figure 4 e 5.

Figura 4. Distribuzione complessiva degli scarti relativi dai valori di riferimento ENEA nell'interconfronto del 1996.



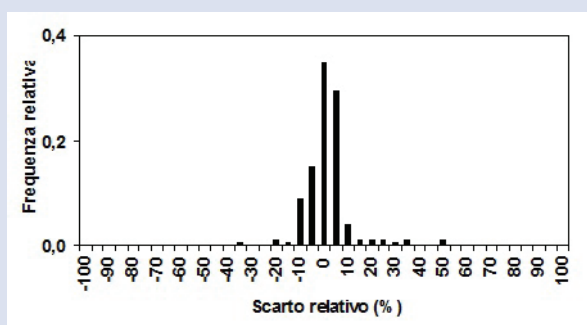


Figura 5. Distribuzione complessiva degli scarti relativi dai valori di riferimento ENEA nell'interconfronto del 1998.

Come detto, tutte le sorgenti ed i materiali di riferimento necessari per lo svolgimento delle varie fasi del programma, sono state preparate, caratterizzate e certificate dall'INMRI. Come esempio si riportano, nelle Tabelle 5 e 6, le caratteristiche delle sorgenti ed i radionuclidi utilizzati nelle varie fasi del programma 1996-1998.

Fase:	A1 (tarγ96), A2 (intγ96)	B1 (tarγ98), B2 (intγ98)
Matrice:	soluzione acquosa	soluzione acquosa
Composizione chimica:	HCl 2M, 25 mg/dm <sup>3</sup> (ioni trascinatori)	HCl 2M, 25 mg/dm <sup>3</sup> (ioni trascinatori) ZnCl <sub>2</sub> , 510 g/dm <sup>3</sup>
Densità:	1,03 g/cm <sup>3</sup>	1,39 g/cm <sup>3</sup>
Volume:	1±2 dm <sup>3</sup> (per ciascun partecipante)	1±2 dm <sup>3</sup> (per ciascun partecipante)
N. di emissioni gamma:	circa 10 (intγ96)	circa 100 (intγ98)
Incertezza tipo:	1±2 % (sulla conc. di attiv.)	1±2 % (sulla conc. di attiv.)
Omogeneità:	> 99% (campioni di 1 dm <sup>3</sup> )	> 99% (campioni di 1 dm <sup>3</sup> )
Stabilità:	> 99% (6 mesi)	> 99% (6 mesi)
Impurezze:	< 0,0003 fotoni/sg (α=0,05)	< 0,0003 fotoni/sg (α=0,05)

Tabella 5. Principali caratteristiche delle sorgenti utilizzate nelle campagne di taratura ed interconfronto del 1996 e del 1998.

Radionuclide:	tarγ96	intγ96	tarγ98	intγ98
Am-241	0,7	0,8	1,6	1,3
Ba-133	-	0,6	-	0,6
Cd-109	2,5	-	5,1	4,3
Ce-139	0,1	-	0,2	0,1
Co-57	0,1	-	0,2	0,1
Co-60	0,4	0,3	0,8	-
Cr-51	2,7	-	0,2	-
Cs-134	-	0,7	-	0,7
Cs-137	0,3	0,2	0,5	0,4
Eu-152	-	-	-	1,1
Mn-54	-	0,3	-	0,4
Na-22	-	0,4	-	0,7
Ra-226 e prodotti	-	-	-	0,4
Sn-113	0,2	-	0,4	-
Sr-85	0,3	-	0,3	0,2
Y-88	0,5	-	0,7	0,6
Zn-65	-	-	-	0,7

Tabella 6. Radionuclidi e rispettivi livelli di concentrazione di attività (Bq/g), utilizzati nelle sorgenti di taratura ed interconfronto del 1996 e del 1998.

Le principali differenze nelle sorgenti utilizzate riguardano la densità delle soluzioni (1,03 g/cm<sup>3</sup> nel 1996 e 1,39 g/cm<sup>3</sup> nel 1998) e la complessità degli schemi di decadimento dei radionuclidi utilizzati (schemi semplici, nel 1996, complessi, nel 1998). Le principali interferenze originate nella sorgente di interconfronto del 1998 sono riportate in Tabella 7.

Di particolare rilevanza sono i doppietti a 46 e 122 keV e l'interferenza causata sul picco a 514 keV dello Sr-85 dal picco di annichilazione a 511 keV. I radionuclidi inseriti nelle sorgenti di taratura sono stati scelti, tra quelli con tempi di dimezzamento accettabili, per coprire l'intervallo di energia considerato (60 keV- 2 MeV) con emissioni fotoniche singole e ben distanziate in modo da contenere al minimo ogni difficoltà in fase di taratura.

L'analisi dei dati forniti dai partecipanti riguarda un'ampia varietà di parametri ed indicatori della qualità della misura. Infatti il solo scarto dal valore di riferimento non consente di effettuare l'analisi delle cause degli errori commessi. I principali elementi considerati nell'analisi dei dati degli interconfronti sono stati i seguenti:

- Metodica utilizzata
- Strumento di misura e specifiche tecniche misurate e nominali
- Procedura di taratura
- Risoluzione energetica
- Procedure di taratura
- Identificazione dei nuclidi presenti
- Tempo di conteggio
- Correzioni per tempo morto
- Correzione per fondo e per bianco
- Determinazione della resa chimica di separazione
- Deconvoluzioni spettrometriche
- Correzione per decadimento in presenza di un precursore
- Correzioni per geometria
- Correzioni per autoassorbimento ed effetto somma
- Precisione e accuratezza del risultato
- Valutazione ed espressione dell'incertezza di misura
- Valutazione ed espressione del limite di sensibilità.

Tabella 7. Prima parte  
Principali interferenze  
spettrali prodotte in uno  
spettro della sorgente di  
interconfronto del 1998.

Radionuclide	Energia fotonica (keV)	Probabilità di Emissione fotonica (%)	Rateo di conteggio netto (1/s)
<sup>152</sup> Eu	45,45	14,80	41
<sup>210</sup> Pb	46,54	4,06	4
<sup>214</sup> Pb	86,83	4,60	54
<sup>109</sup> Cd	88,03	36,30	6077
<sup>214</sup> Bi	89,10	0,31	4
<sup>152</sup> Eu	121,78	28,40	1502
<sup>57</sup> Co	122,06	85,68	662
<sup>214</sup> Pb	241,98	7,41	92
<sup>152</sup> Eu	244,70	7,54	301
<sup>214</sup> Pb	274,70	0,43	5
<sup>133</sup> Ba	276,40	7,17	128
<sup>214</sup> Pb	295,21	18,70	194
<sup>152</sup> Eu	295,94	0,44	15
<sup>22</sup> Na	511,00	180,50	2509
<sup>65</sup> Zn	511,00	2,92	70
<sup>88</sup> Y	511,00	0,40	7
<sup>85</sup> Sr	514,01	99,29	919

Radionuclide	Energia fotonica (keV)	Probabilità di Emissione fotonica (%)	Rateo di conteggio netto (1/s)
<sup>152</sup> Eu	564,02	0,47	9
<sup>152</sup> Eu	964,13	14,46	167
<sup>214</sup> Bi	964,80	0,38	1
<sup>152</sup> Eu	1112,12	13,56	139
<sup>65</sup> Zn	1115,55	50,75	617
<sup>214</sup> Bi	1120,29	14,90	47
<sup>134</sup> Cs	1406,62	somma	-
<sup>214</sup> Bi	1408,00	2,51	6
<sup>152</sup> Eu	1408,01	20,80	174

Tabella 7. Seconda parte  
Principali interferenze  
spettrali prodotte in uno  
spettro della sorgente di  
interconfronto del 1998.

Tra le principali fonti di errore nelle misure gamma si sono individuate le seguenti:

- mancata correzione per effetto somma in fase di taratura e di analisi;
- uso non corretto delle procedure di deconvoluzione spettrale;
- ipotesi non accertabili di equilibrio secolare nelle matrici analizzate.

La discussione dei risultati delle campagne di taratura ed interconfronto ha evidenziato, inoltre, diversi casi di singoli risultati anomali (falsi positivi o falsi negativi nella individuazione di particolari radionuclidi, errori di analisi quantitativa, erronee impostazioni degli apparati sperimentali ecc.), non attribuibili alle su indicate tipologie di errore.

Ai partecipanti agli interconfronti è stato anche richiesto di calcolare i valori di sensibilità, espressa come Minima Attività Rilevabile (MAR), per diversi radionuclidi, nelle ipotesi alternative di presenza o di assenza di questi nello spettro del bianco. Il quadro generale che ne è emerso è piuttosto insoddisfacente. In media, circa il 30% dei valori è risultato errato, spesso a causa della non corretta interpretazione della definizione di MAR. La discussione che è seguita tra tutti i partecipanti ha mostrato come sia necessario tornare nelle prossime campagne su questo argomento che, peraltro, è di notevole importanza pratica.

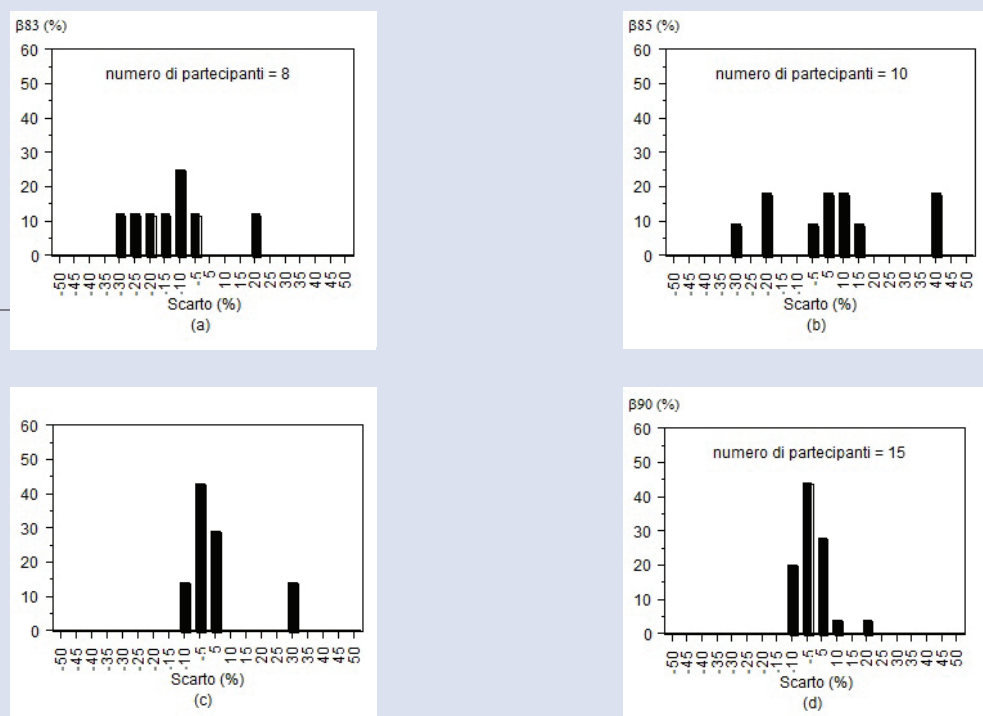
## 5. Risultati del programma di misure beta

Nel campo specifico delle misure radiochimiche diverse azioni sono state intraprese sin dalle prime fasi dell'avvio del programma. Nel presente lavoro vengono riportati gli aspetti principali relativi alle campagne di interconfronto sulle determinazioni di <sup>90</sup>Sr. Ulteriori informazioni relative all'intero programma di affidabilità sono riportate in [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11].

Nell'ambito delle reti nazionali per la sorveglianza della radioattività ambientale le determinazioni di <sup>90</sup>Sr vengono effettuate nel particolato atmosferico, nelle deposizioni umide e secche, nei sedimenti, nelle acque superficiali ed in campioni di latte [16, 17, 18, 19]. Pertanto, le sorgenti campione utilizzate, sia per le campagne di taratura che per quelle di interconfronto, nelle fasi sin qui svolte del programma di affidabilità riguardanti le misure di <sup>90</sup>Sr, sono generalmente costituite da soluzioni liquide acquose o da vari materiali di riferimento di verificata omogeneità e stabilità temporale [14].

Un'importante caratteristica del programma sin qui svolto è la sua ripetizione nel tempo. Ciò permette di valutare l'evoluzione temporale del grado di affidabilità delle misure sia sul piano individuale che collettivo. Dal confronto dei grafici riportati in Figura 6 si evince infatti l'efficacia del programma di affidabilità per le misure di <sup>90</sup>Sr sino ad oggi svolto. I risultati ottenuti nel 1983 e 1985 sono distribuiti nell'intervallo di valori di scarto percentuale, dai valori di riferimento dell'INMRI, compresi tra -30% e +40%. In seguito all'effettuazione delle azioni correttive ed alla ripetizione del programma negli anni 1989 e 1990 gli stessi scarti sono risultati tutti compresi entro  $\pm 20\%$ .

Figura 6. Distribuzione degli scarti percentuali ottenuti negli interconfronti su misure beta ( $^{90}\text{Sr}$ ) dai laboratori delle reti di sorveglianza della radioattività ambientale negli anni 1983 (a), 1985 (b), 1989 (c) e 1990 (d).



Le principali fonti di errore nelle prime due campagne risultarono la determinazione dell'efficienza di separazione chimica (in genere determinata per altri tipi di misura con matrici e metodi non equivalenti) e la taratura dei sistemi di misura (effettuata con procedure non sempre adeguate). Anche le procedure di determinazione ed espressione delle incertezze di misura risultarono all'inizio notevolmente disomogenee. Anche in questo caso, l'applicazione del programma ha progressivamente migliorato la situazione.

## 6. Conclusioni

Le generalità sul proseguimento del programma riguardano la ripetizione di campagne di tarature ed interconfronti per il mantenimento del livello di affidabilità acquisito con particolare riferimento alle seguenti tipologie di misura:

- misure di radionuclidi naturali
- analisi di uno spettro  $\gamma$  di riferimento
- misure  $\gamma$  in campioni di suolo
- misure di radon in aria
- misure di radon in acqua
- misure  $\beta$  e  $\gamma$  in sorgenti liquide con diversa densità
- spettrometria alfa.

L'esperienza acquisita nel settore della radioattività ambientale è oggi utilizzabile per l'avvio di nuovi programmi in altri settori ove le necessità di promozione dell'affidabilità delle misure non è meno pressante:

- medicina nucleare
- impianti nucleari
- monitoraggio radon
- contaminazione interna ed esterna
- dosimetria ambientale e personale



- radioterapia
- misure neutroniche

per i quali dovranno essere individuate le necessarie collaborazioni con altri organismi nazionali.

## 7. Ringraziamenti

Il programma è stato svolto con il supporto finanziario e la collaborazione tecnica dell'ISPRA al cui personale l'autore rivolge un vivo ringraziamento. Un ricordo particolare va alla Dott.ssa Silvana Piermattei che ha sempre sostenuto con convinzione il programma ed il cui entusiasmo rimane impresso nella memoria collettiva.

1. De Felice P., Ientile P., Laitano R.F., Piermattei S., *Programma di standardizzazione svolto dall'ENEA per l'affidabilità delle reti di sorveglianza della radioattività ambientale* Convegno AIRP-SFRP Castelgandolfo 12-13 Ottobre 1987.
2. De Felice P., Laitano R.F., Piermattei S., *Activity measurements of Sr-90 and Cs-137 in spiked solutions of milk. Results of a national intercomparison in Italy* The Science of the Total Environment 69 (1988) 29.
3. De Felice P., Laitano R.F., Piermattei S., Pona C., *Results of the ENEA intercomparison campaigns for the radioactivity surveillance network in Italy* Proceedings of IRPA8 International Congress, Montreal, Canada May 17-22, 1992, Vol II.
4. De Felice P., Laitano R.F., Piermattei S., *Recent results (1986-1989) on the ENEA quality assurance programme for the radioactivity surveillance network in Italy* The Science of the Total Environment 130/131 (1993) 473.
5. De Felice P. *Campagne nazionali di taratura ed interconfronto nella misurazione della radioattività* Atti del XXVIII° Congresso Nazionale A.I.R.P., Taormina, Italy, 13-16 Ottobre 1993, p. 507, Università di Palermo, marzo 1995.
6. De Felice P., Laitano R. F., *Il programma di standardizzazione per le reti di sorveglianza della radioattività ambientale: risultati e sviluppi futuri* Atti della Prima Conferenza Nazionale delle Agenzie Ambientali, Torino, Centro Conferenze Lingotto, 10-12 marzo 1997.
7. Belli M., De Felice P., "Riferibilità nelle misure radiochimiche e relativi programmi nazionali di affidabilità", Tutto Misure, Anno 1 n. 2, 149-153 (1999).
8. Belli. M., Biagini R., De Felice P., Fazio A., Laitano R.F., *Ultimi risultati (1994-1998) del programma di standardizzazione per le reti di sorveglianza della radioattività ambientale* ANPA, Rapporto annuale 1999 sull'attività delle reti di sorveglianza della radioattività ambientale (1999).
9. De Felice P., Angelini P., Agnesod G., Operti C., Martucci V., Vitucci L., Belli M., Ocone R., Giannardi C., Nava S., Roca V., Vocino V., Magnoni M., Bertino S., Cristofaro C. , Verdi L., Gazzola A., Sogni R., Bertolo A., Terrasi F., Sabbarese C., *Campagna nazionale per l'applicazione della correzione per effetto di somma in coincidenza in misure di spettrometria gamma* Atti del Convegno Nazionale di Radioprotezione: Dosimetria personale ed ambientale, La Maddalena, 26-28 settembre 2001.
10. Torri G., Sotgiu A.M., Boschetto R., Leone P., Cavaioli M., Cardellini F., Cotellessa G., Laitano R.F., Pagliari M., Sciocchetti G., De Felice P., *Risultati preliminari del primo interconfronto nazionale su misure di radon organizzato dall'APAT con riferibilità ai campioni nazionali dell'INMRI-ENEA* Atti del V Congresso "Metrologia & Qualità", Torino 14-16 marzo 2007.
11. Torri G., Boschetto R. G., Sotgiu A.M., Leone P., Cavaioli M., Cardellini F., Cotellessa G., Laitano R.F., Pagliari M., Sciocchetti G., De Felice P., *Risultati del primo interconfronto nazionale sulla misura della concentrazione di attività di radon con metodi passivi* Atti del Convegno Nazionale di Radioprotezione, Associazione Italiana di Radioprotezione, Vasto Marina, 1-3 ottobre 2007.
12. De Felice P., Pona C., Biagini R. *Sorgenti di riferimento per la misurazione della radioattività nel particolato atmosferico, deposizione al suolo e matrici di terreno* Atti Convegno Fisica dell'Ambiente, Brescia, Italy, 15-17 Dicembre 1993.
13. Dersch R., De Felice P., Jerome S.M., Pona C., De Sanoit J., Woods M.J. *Development of a Range of Gamma-Ray Emitting Radioactive Spiked Reference Materials for Environmental Monitoring - Part I* Nucl. Instr. and Meth. in Physics Research A 339 (1994) 55.
14. Biagini R., Dersch R., De Felice P., Jerome S.M., Perkin E.M.E., Pona C., De Sanoit J., Woods M.J. *Homogeneity Testing of Spiked Reference Materials* The Science of the Total Environment 173/174, 267-274, (1995).

15. De Felice P., Ingraio G., *La riferibilità ai campioni nella misura dei radionuclidi e dei neutroni* convegno annuale del SIT, Torino, 17-18 ottobre 1995.
16. ANPA, *Reti Nazionali di Sorveglianza della radioattività ambientale in Italia, 1993* Serie Stato dell'Ambiente 2/1998 ISBN 88-448-0010-1.
17. ENEA-DISP, *Rapporto annuale sulla radioattività ambientale in Italia, Reti Nazionali* Serie di rapporti annuali, dal 1970 al 1996.
18. Piermattei S., *Metodi di campionamento e misura* Rapporto tecnico del gruppo di lavoro coordinato dalla Divisione Radioattività Ambientale, ENEA-DISP, 1992.
19. ANPA, *Raccolta dei risultati delle attività dei Gruppi di Lavoro delle Reti Nazionali*. ANPA, maggio 1995.



# The International Monitoring System of CTBTO

Barbara Nadalut

CTBTO Preparatory Commission

The primary objective of the Comprehensive Nuclear Test Ban Treaty (CTBT) is outlawing nuclear test explosions in all environments: in the atmosphere, underground and under water, constituting an effective measure of nuclear disarmament and non-proliferation in all its aspects. The Treaty was adopted by the United Nations General Assembly and open for signature in New York on 24 September 1996. Since then it has been signed by 182 States and ratified by 155 (Figure 1).

The status of the Treaty can be monitored through the official CTBTO website [www.ctbto.org](http://www.ctbto.org), where detailed information on the status and dates of signature and ratification of each country can be accessed.

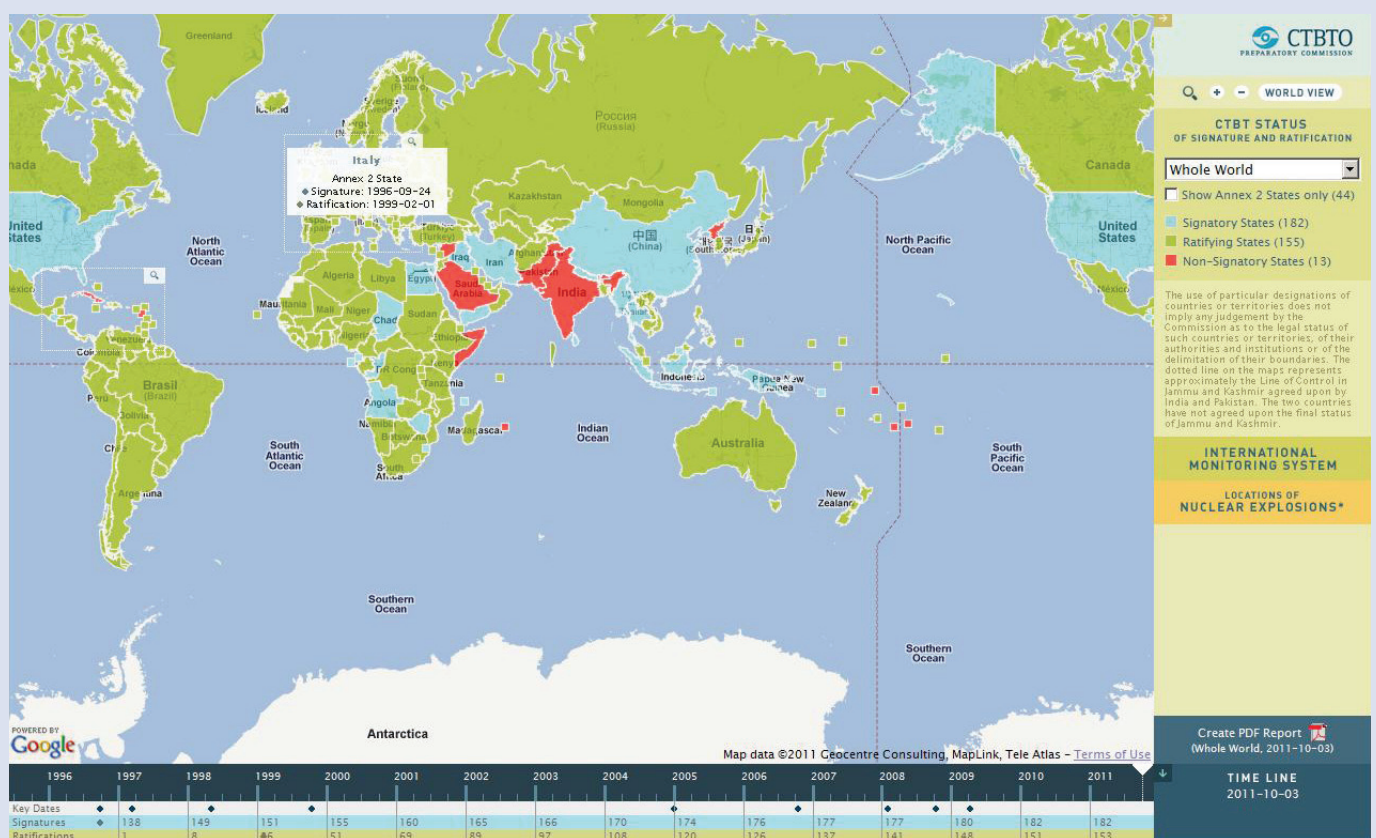


Figure 1. From CTBTO public website, interactive map snapshot on CTBT status as at 3 October 2011.

The Comprehensive Nuclear Test Ban Treaty Organization (CTBTO) was established with the specific mandates to achieve the object and purpose of the Treaty, to ensure the implementation of its provisions (including those for international verification of compliance with it) and to provide a forum for cooperation and consultation among States Parties. A Preparatory Commission for the Organization was established by the United Nations on 19 November 1996 and located at the Vienna International Centre, in order to establish a global Verification Regime, to monitor compliance with the Treaty and to promote the signature and ratification of the Treaty, for Entry into Force. There are three main components of the verification regime: the International Monitoring

System is the global network of sensors and devices for detecting and providing evidence of possible nuclear explosions; the International Data Centre is designed to collect, process, analyse and report on data received from facilities of the IMS, including the results of analyses conducted at certified Radionuclide Laboratories; the On-Site Inspections, after the entry into force of the Treaty, might be requested by States and will have the purpose to clarify whether a nuclear explosion has been carried out in violation of the Treaty.

As part of the verification regime for CTBT compliance, the Provisional Technical Secretariat (PTS) of the CTBTO Preparatory Commission is establishing the international monitoring network. When completed, the International Monitoring System will consist of 321 monitoring stations and 16 laboratories worldwide. These 337 facilities will operate in 89 countries around the world, monitoring the planet continuously for any sign of a nuclear explosion. Establishing them poses engineering challenges unprecedented in the history of arms control, as many stations are located in remote and inaccessible regions of the globe. The IMS uses four complementary verification methods, utilizing the most modern technologies available. Seismic, hydroacoustic and infrasound stations monitor underground, the oceans and the atmosphere respectively; radionuclide stations detect radioactive debris from atmospheric or underwater nuclear explosions or noble gases from underground explosions. While the radionuclide technique may be the most time consuming, it constitutes the “smoking gun” of whether an explosion was actually nuclear or not. A Global Communications Infrastructure is in place, to

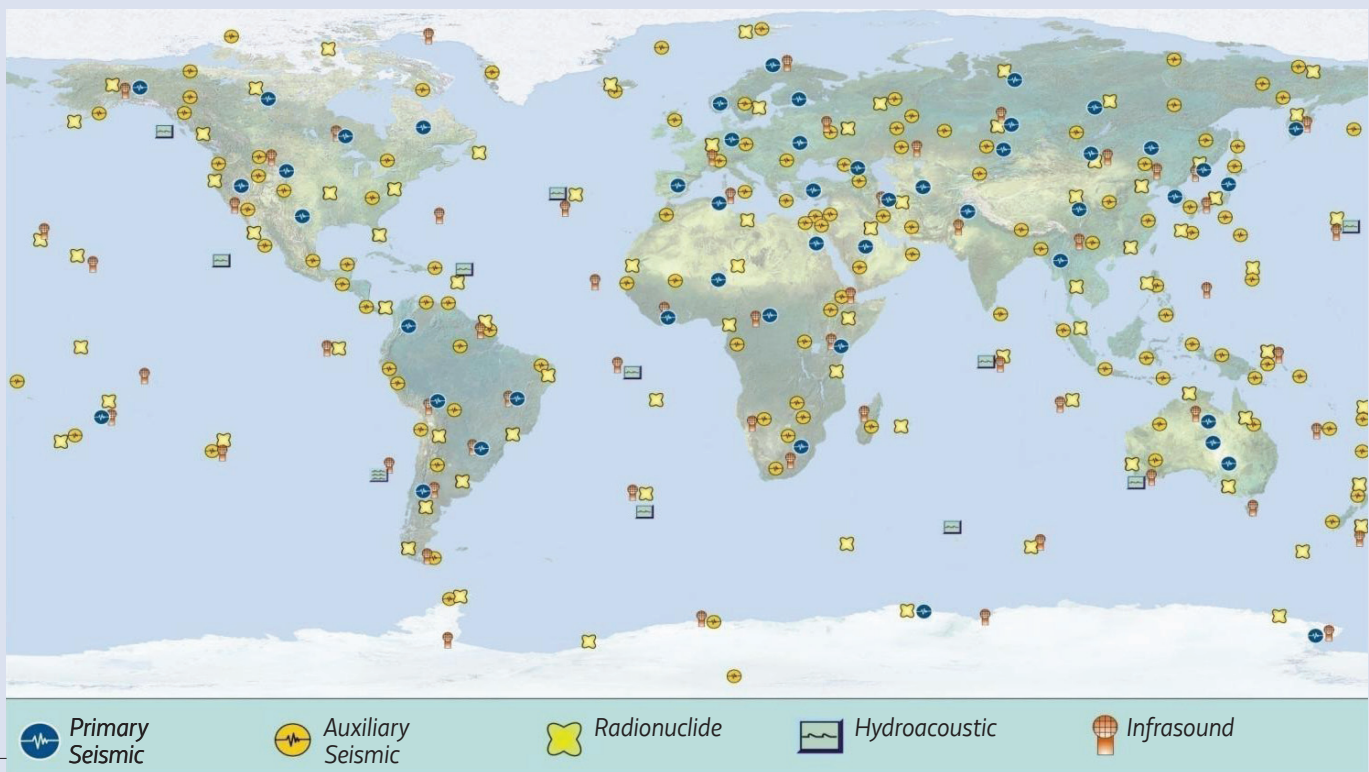


Figure 2. Map of the International Monitoring System.

send raw data in near real time from the IMS facilities to IDC in Vienna for processing and analysis. The map and the layout of the global system are shown in figures 2 and 3, respectively. The radionuclide component of the international monitoring network is under construction; when completed it will consist of 80 radionuclide stations (RN) constituted by air samplers to detect and measure particulate radionuclides suspended in air, 40 of which are also equipped with Noble Gas detection systems (NG). Additionally, the RN/NG network will be supported

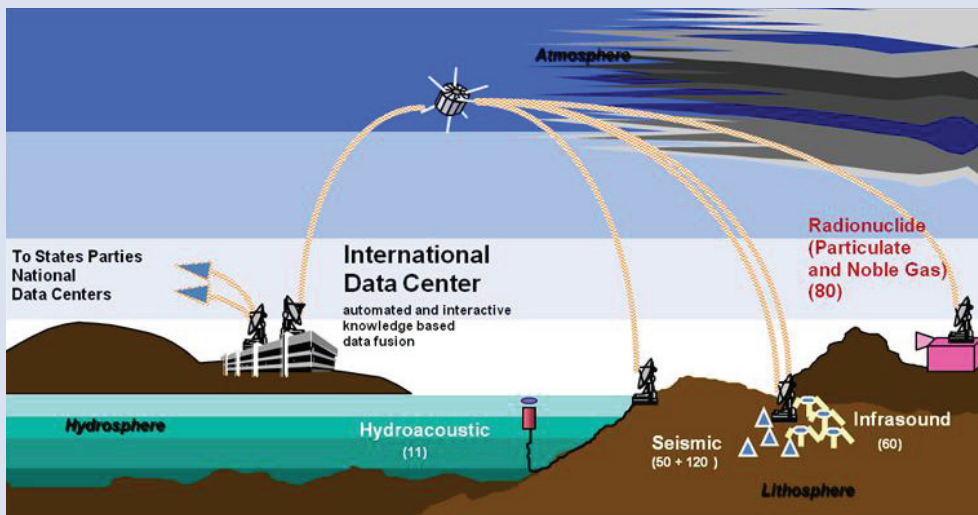


Figure 3. Layout of the International Monitoring System.

by 16 Radionuclide Laboratories. The radionuclide network was designed by experts to allow a capability of 90% detection within approximately 14 days for a 1 kt nuclear explosion in the atmosphere or from venting by an underground or underwater detonation.

To date 61 particulate monitoring stations, including 5 stations equipped with Noble Gas systems, and 10 laboratories have been certified.

Airborne particles are captured by IMS radionuclide stations for analysis, to identify the radioactive elements contained in them. In a different process, air is also sampled by Noble Gas samplers to detect the radioactive Xenon component. The detection in airborne of specific radionuclides, which are fission products produced during the nuclear explosion, and their relative abundances, provide unambiguous evidence of a nuclear explosion. Monitoring takes place continuously, 7 days a week / 24 hours a day. Laboratories perform on-request reanalysis of samples on a fee-for-service basis.

Stations must have a denser presence near the equator than in higher latitudes because global wind fields in the equatorial region are virtually vertical, while in the North and South they are more lateral. This means that, in the higher latitudes, radionuclides are transported horizontally most effectively. The more stations there are, the greater the probability of detection and the shorter the probable time period of doing so.

Basic components of a radionuclide station include housing for detection equipment (i.e. gamma ray detector, compressed filter, decay chamber) a high volume air sampler and a satellite antenna to transmit data to IDC in Vienna. At the air sampler, air is forced through a filter, which retains more than 85% of all particles that reach it. Filters are replaced daily. The used filter is first cooled for a period of 24 hours and then measured for another 24 hours in the detection device at the monitoring station. The result is a gamma ray spectrum that is sent to the International Data Centre for further analysis. Below, some pictures showing details of IMS radionuclide manual stations certified for CTBT activities is shown in figures 4 to 6. In manual station all the daily operations are performed by a local operator within a contract supported by CTBT.

In addition to the IMS radionuclide manual stations, there are two other typologies of IMS radionuclide stations, equipped with automatic sampling systems: the "Radionuclide Aerosol Sampler/Analyzer" (RASA) and the "Automatic Radionuclide Air Monitoring Equipment" (ARAME) systems; during normal operations automatic stations can perform for several months all the daily routine tasks with minor support from local operators. In figure 8 a description of the parts of a RASA system, in figure 7 an example of IMS station

Figure 4. Overview of IMS radionuclide manual station PGP51, Papua New Guinea.



Figure 5. Air sampler for IMS radionuclide manual station in RN50, Panama City, Panama.



Figure 6. Example of gamma spectrometry detector system for IMS radionuclide manual station.



equipped with ARAME system.

To be certified for CTBT verification activities, all IMS radionuclide particulate stations shall comply with some minimum requirements, which are summarized in Table 1. For each IMS station installed, this compliance is verified through a testing period and a certification visit onsite by PTS officers.

There are some radioactive noble gas isotopes which do not occur naturally but can only be produced by nuclear reactions. Due to their nuclear properties, four isotopes of the noble gas xenon are particularly relevant to the detection of nuclear explosions.

On an experimental basis, half of all radionuclide stations (i.e. 40) are being equipped with the noble gas monitoring technology. Complementary to radionuclide particulate monitoring, the International Noble Gas Experiment (INGE) was established in 1999 to test the measuring





Figure 7. IMS ARAME station  
ISP34, Iceland.

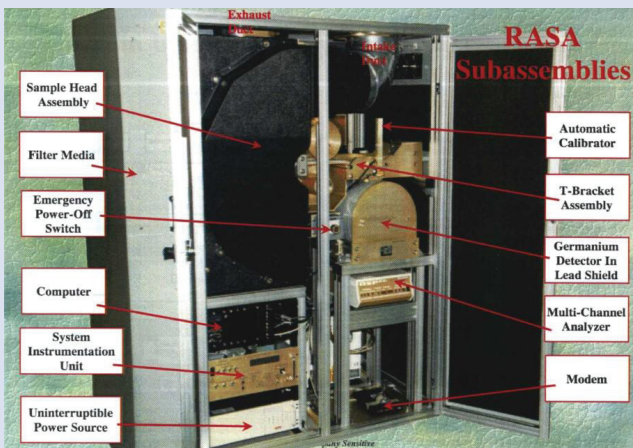


Figure 8. Description of parts  
of a RASA system.

System	Manual or automated
Air Flow	500 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>
Collection time	24 h
Decay time	≤ 24 h
Measurement time	≥ 20 h
Time before reporting	≤ 72 h
Reporting frequency	Daily
Filter	Adequate composition for compaction, dissolution and analysis
Particulate collection efficiency	For Filter ≥ 80% at $\phi = 0.2 \mu\text{m}$ Global ≥ 60% at $\phi = 10 \mu\text{m}$
Measurement mode	HPGe spectroscopy
HPGe relative efficiency	≥ 40%
HPGe resolution	<2.5 keV at 1332 keV
Baseline sensitivity	10 to 30 $\mu\text{Bqm}^{-3}$ for <sup>140</sup> Ba
Calibration range	88 to 1836 keV
Data format	Radionuclide Monitoring System Format (RMS)
State of health	Status and ancillary data recorded every 10 minutes
Communication	two-way
Auxiliary data	Meteorological and flow rate data recorded every 10 minutes
Data availability	≥95%
Down time	≤7 consecutive days; ≤15 days annually

Table 1. Minimum  
Requirements for certification  
of a IMS Particulate station.

of radionuclide noble gases released by nuclear explosions. Four measurement systems were included in the experiment: the United States' ARSA (Automated Radioxenon Sampler-Analyzer); Sweden's SAUNA (Swedish Unattended Noble gas Analyzer – Figure 9); France's SPALAX (Système de Prélèvements et d'Analyse en Ligne. d'Air pour quantifier le Xénon – Figure 10); and Russia's ARIX (Analyzer of Xenon Radioisotopes – Figure 11), of which the last three are currently in use. As a result of the experiment, the first radionuclide station with noble gas detection capabilities was formally certified and integrated into the global verification regime on 19 August 2010. This noble gas measurement system is co-located with radionuclide station RN75 in Charlottesville, Virginia, United States. To date 27 Noble Gas systems have been installed at IMS stations and are supporting the global verification regime, five of them being certified.

Figure 9. Example of SAUNA system.



Figure 10. Example of SPALAX system.



Figure 11. Internal view of ARIX system.



Table 2 is summarizing the certification requirement a Noble Gas system shall comply with, to be integrated into the global verification regime.

Air Flow	0.4 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>
Total volume of sample	10 m <sup>3</sup>
Collection time	≤ 24 h
Measurement time	≤ 24 h
Time before reporting	≤ 48 h
Reporting frequency	Daily
Isotopes measured	<sup>131m</sup> Xe, <sup>133</sup> Xe, <sup>133m</sup> Xe, <sup>135</sup> Xe
Measurement mode	Beta-gamma coincidence or High resolution gamma spectrometry
Minimum Detectable Concentration	1mBq m <sup>-3</sup> for <sup>133</sup> Xe
State of health	Status data transmitted to IDC
Communication	two-way
Data availability	95%
Down time	≤ 7 consecutive days ≤15 days annually

Table 2. Minimum requirements for integration of IMS Noble Gas system into the global verification regime.

The 80 radionuclide stations are divided into four regions - the Americas, Europe and Eurasia, Asia and Oceania, and the Mediterranean and Africa - with each region supported by four radionuclide laboratories. In figure 12 the map of the distribution and the status of the 16 IMS



Figure 12. The 16 Radionuclide Laboratories of the IMS network and their status as of June 2011.

radionuclide laboratories.

These 16 radionuclide laboratories, and their placements around the world, have been selected to support the station network. Radionuclide laboratories are operated by local institutions under fee-for-service contracts with the CTBTO. Their main function is the independent analysis of particulate samples to corroborate data from IMS stations and to provide quality control through routine sample analyses. Quality control for routine samples foresees one quarterly sample from each station so that the total number is about 320 per year. Other functions of the laboratories are back-up measurement of station samples when a station is down, quality control for samples from station visits, special measurements agreed between the laboratory and the Commission to support Commission's activities. The additional sample analysis of a suspect or irregular sample from an IMS station, to verify the presence or absence

of fission and/or activation products, can be triggered either by a Commission request following results of event screening process at the IDC or by a request of a State Party. As for all IMS facilities, in order to be admitted to measure IMS samples from certified IMS radionuclide stations and integrated into the global verification regime, the laboratories shall undertake a certification process. The purpose of certification is to provide the States Signatories and the Preparatory Commission with confidence that the services provided by radionuclide laboratories meet the standards required for the CTBT verification regime. The assessment of a radionuclide laboratory's compliance with the requirements is described in an official certification document issued by the Commission. This document includes certification requirements and a description of the certification process and procedures. Requirements are divided into three sections: management requirements, technical requirements and requirements for gamma spectrometric analysis (Table 3).

Table 3. Minimum requirements for gamma spectrometric analysis system at IMS radionuclide laboratories

Property	Requirement
Detector type	High resolution HPGe
Detector relative efficiency	≥40%
Efficiency calibration measurement range	46.5-1836keV
Efficiency calibration range (extrapolated)	30-2700keV
Channels in spectrum	≥8192
MDA for <sup>140</sup> Ba	≤24mBq
With decay correction to start of spectral acquisition, with acquisition time no longer than 7 days - For a cylindrical sample geometry with a diameter of 70mm and height of up to 6 mm	
FWHM at 1332.5 keV	≤2.3 keV
FWHM at 122.1 keV	≤1.3 keV
FWTM /FWHM at 1332.5 keV	≤2.0

Compliance with all requirements is verified as part of the certification process of the radionuclide laboratory. To date 10 out of the 16 laboratories are certified for CTBT activities, 5 of them having capabilities for measurement of Xenon samples.

Different techniques are in place or under testing at IMS laboratories in order to optimize the sensitivity of CTBT certified detection systems, to comply with requirements and to ensure the highest standard of quality in services to the Commission: ultra low background gamma detectors in underground laboratories; shields and enclosures including clean lead, copper, aluminium (Figure 13); radon control methods (LN2 boil-off in measurement chambers); automated recursive energy recalibration techniques (Figure 14); detector arrays in coincidence/anticoincidence mode; Compton suppression techniques; boron absorbers (Figure 13); cosmic veto panels (Figure 15).

Data collected at IMS stations are sent to the International Data Centre in Vienna by using a Global Communication Infrastructure (GCI). The GCI was designed to ensure data transmission from the 337 facilities of the International Monitoring System (IMS) in near-real time to the International Data Centre (IDC) in Vienna where data are processed and analysed. The GCI is also used to distribute the raw data from IMS stations as well as IDC data bulletins to Member States. This very detailed information enables Member States to assume their rights and responsibilities under the CTBT. The GCI is the first global satellite communications network based on Very Small Aperture Terminal (VSAT) technology. A VSAT is a set-up on

the ground called earth station that allows for communication via a satellite. It employs a dish antenna to send and receive signals, and an interface to a PC. More than 210 VSAT links have been established so far to ensure communication with IMS monitoring facilities and national data centres (NDCs). The number continues to increase with more IMS stations being built. VSATs connect to six communication satellites which are located at a height of 36,000 kilometres above the equator. The satellites are geostationary, i.e. they rotate along with the Earth. Three of the satellites cover the areas of the Atlantic, Pacific and Indian Oceans. The other three satellites are stationed above North America, Europe and the North Pacific Region to provide for a more efficient coverage of the Northern Hemisphere. Transmissions are routed from the satellites to three hubs on the ground which forward transmissions through terrestrial links to the CTBTO in Vienna. There are currently also close to 30 connections to the GCI network through VPN. Tsunami warning centres in the Pacific and Indian Ocean regions use this set-up to receive data directly from IMS monitoring stations. A number of IMS monitoring stations also use VPN to communicate as the usual satellite based structure is not feasible in their locations.

Data analysis at the International Data Centre (IDC) provide the information that Member States need to establish whether an ambiguous event has taken place and whether such an event may indeed have been a nuclear explosion. The IDC is a central element of the CTBT verification mechanism.

It collects, processes and analyses monitoring data originating from the IMS facilities. Processing and analysis results are then presented as lists of events, bulletins and reports to



Figure 13. Clean lead, copper and boron adsorbers in CTBT detector at ATLO3, Seibersdorf, Austria.



Figure 14. Automated system for energy recalibration of CTBT detectors at ATLO3, Seibersdorf, Austria.



Figure 15. Cosmic veto system for CTBT detector at ATLO3, seibersdorf, Austria.

Member States. Based on this information, States are enabled to make judgements about an ambiguous event. The IDC also archives all data and data bulletins in its computer centre. In Figure 16 a schematic is summarizing the different levels of the radionuclide data processing, distribution and archiving pipeline at IDC.

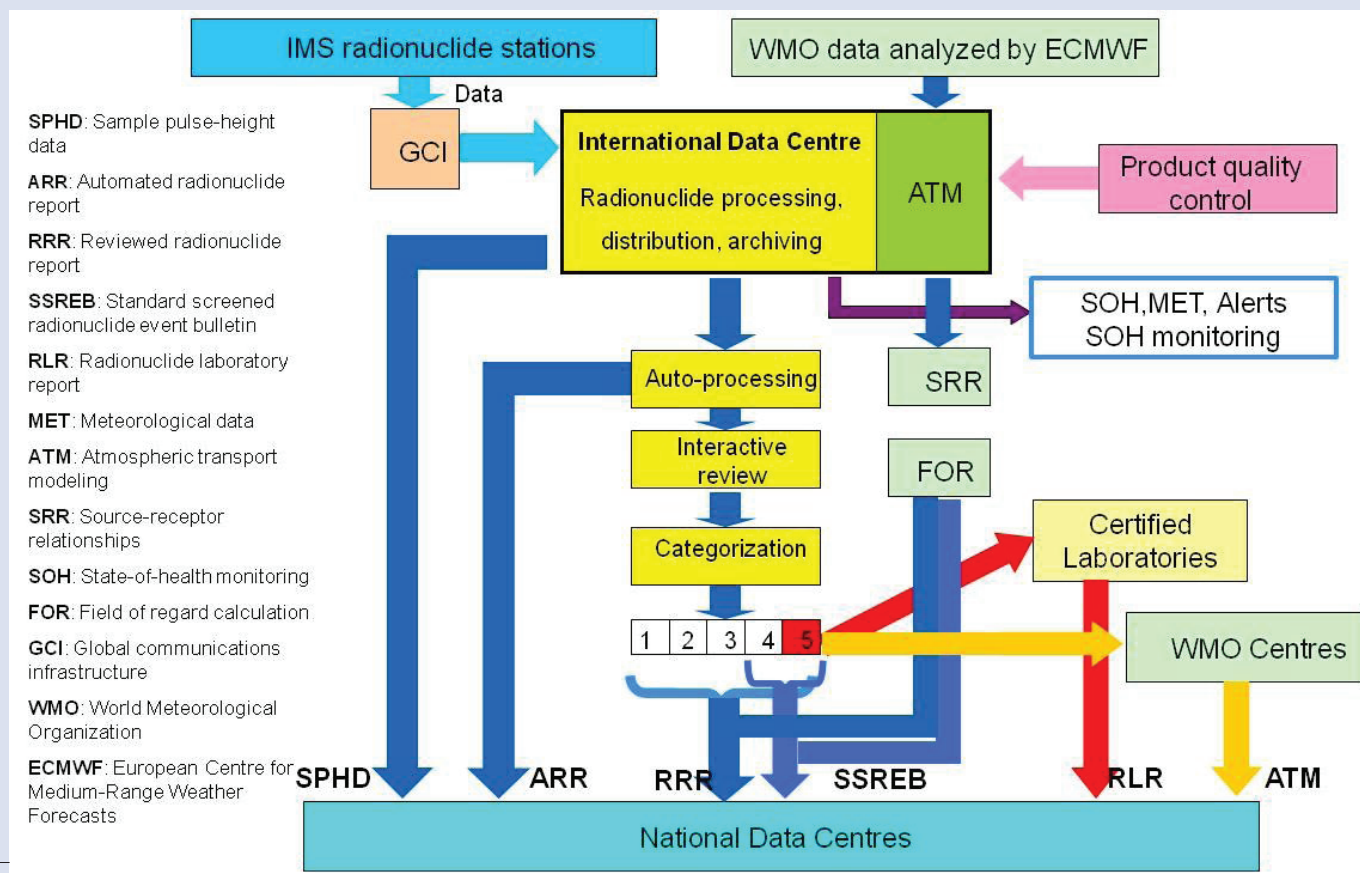


Figure 16. Radionuclide pipeline of data processing, distribution and archiving at IDC.

A key role in the final assessment of a nuclear event is data fusion. Co-locating radionuclide detections with waveform events through Atmospheric Transport Modelling (ATM) is one way of performing data fusion. Since the radionuclide technology does not provide any information on the probable location of an event, ATM is used to obtain this information.

Based on high-quality global meteorological data and using ATM, it is possible to trace the various three-dimensional travel paths of any selected radionuclide from any station where it was measured back to the area where it may have originated. This process is called source region attribution. The aim is to obtain the best possible estimation for the source area, i.e. to identify an area as the release area that would best match the observations.

The backtracking method is most suitable when there is no advance knowledge of a possible release location. If it is known, however, the processing can be turned around. This means that ATM can provide forward calculations and predict where emitted radionuclides may be transported to, using meteorological data. In Figure 17 the ATM of the distribution of the radioactive release from the accident at the Nuclear Power Plant (NPP) of Fukushima, Japan, on 11 April 2011 – one month after the event.

The vast amount of monitoring data that are collected and stored by the Preparatory Commission for the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization (CTBTO) offer a wide range of civil and scientific applications with the potential to contribute significantly to

sustainable development, knowledge expansion and human welfare.

Disaster mitigation is a top priority when looking at potential applications of CTBT verification technologies and data in other fields. After the devastating tsunami caused by an earthquake off the coast of

Sumatra, Indonesia,

on 26 December

2004, the CTBTO's

Member States

allowed the use of

CTBT verification

data for disaster

mitigation purposes

for the first time.

During the first

phase of the 11

March 2011 disaster

caused by the

earthquake in Japan,

CTBTO data helped

Japanese authorities

issue timely tsunami

warnings. Later, the radionuclide stations of the CTBTO's International Monitoring System

(IMS) detected radioactive isotopes and noble gases stemming from the damaged Fukushima power plant.

The first analysis results of the monitoring data became available a few days after the accident.

A clear picture quickly emerged. Initial detections of radioactive materials were made on 12

March at the Takasaki monitoring station in Japan around 200 km away from the troubled

power plant.

The dispersion of the radioactive isotopes could then be followed to eastern Russia on 14

March and to the west coast of the United States two days later.

Nine days after the accident, the radioactive cloud had crossed Northern America. Three days

later when a station in Iceland picked up radioactive materials, it was clear that the cloud had

reached Europe. By day 15, traces from the accident in Fukushima were detectable all across

the northern hemisphere. For the first four weeks, the radioactive materials remained confined

to the northern hemisphere, with the equator initially acting as a dividing line between the

northern and southern air masses. As of 13 April, radioactivity had spread to the southern

hemisphere of the Asia-Pacific region and had been detected at stations located for example in

Australia, Fiji, Malaysia and Papua New Guinea.

The CTBTO's monitoring system, custom-tailored to detecting nuclear explosions, can detect a

range of radioactive isotopes, among them Iodine-131 and Caesium-137. Looking at the ratios

between the various radioactive isotopes – in particular Caesium-137 – enables the source

of the emission to be identified. In the case of the current readings, findings clearly indicate

radionuclide releases from a damaged nuclear power plant, which is consistent with the recent

accident at Fukushima in Japan. The average level of radioactivity picked up by the stations

worldwide continued to decline, which is also due to the relatively short half-lives of Iodine-131

(8 days) and Xenon-133 (5.2 days).

In the weeks and months following 11 March, the number of detections of radioactive isotopes

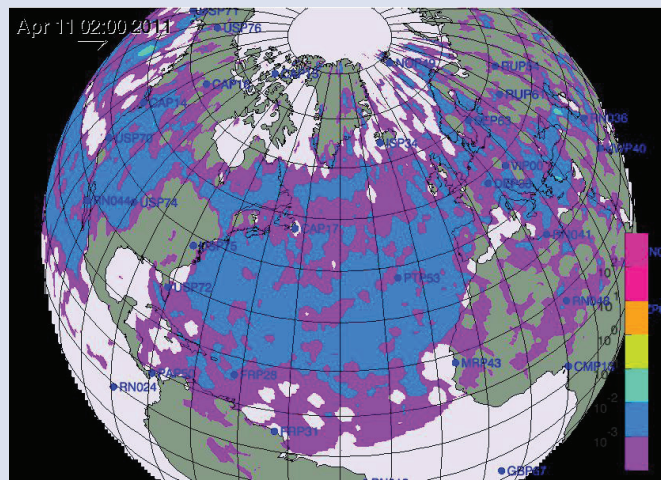


Figure 17. ATM applied to the Fukushima event in 2011 - simulation of the distribution of radionuclides one month later, on April 11.

from IMS stations of CTBTO increased dramatically; at the end of May 2011 more than 40 stations had detected the event and more than 1600 samples contained radiation originating from Fukushima NPP.

In the days immediately following the disaster, UN Secretary-General Ban Ki-moon initiated closer cooperation between relevant international organizations, and one week later the CTBTO started sharing its monitoring data and analysis reports with the International Atomic Energy Agency (IAEA) and the World Health Organization (WHO), responding to respective requests communicated on 17 March to use its data in assessing the situation following the recent nuclear accident in Fukushima and the possible dispersion of radioactive substances in Japan and the wider region.

All CTBTO Member States are granted equal access to all verification-related information. Currently, 120 Member States make use of this opportunity. More than 1200 scientists and experts in academic and scientific institutions all over the world receive CTBTO data and analysis information.

*Disclaimer: "The views expressed herein are those of the authors and do not necessarily reflect the views of the CTBTO Preparatory Commission. The Commission itself takes no responsibility for the content of this Technical Paper/abstract".*



# Mass media e comunicazione pubblica nel dibattito sui rischi del nucleare in Italia

Giancarlo Sturloni

Innovations in the Communication of Science, SISSA, Trieste, Italy  
Università degli Studi di Udine, Italy

## Abstract

Italy began producing nuclear energy for civilian use in the mid-1950's. By 1964 – with three nuclear plants and an overall output of 642 megawatts – Italy had become the fourth world producer of electricity generated by nuclear reactors, second in Europe only to the United Kingdom. However, during the next twenty years, various controversial political events contributed towards drastically slowing down the development of the national nuclear program. The fierce debate provoked in Europe by the Chernobyl accident in 1986 as to the risks and benefits of nuclear power had important political repercussion in Italy. After a controversial referendum, held in November 1987, the four Italian plants close down and plans to build new plants were also abandoned.

Sixteen years after, on November 2003, the Italian Government decreed the creation of a national repository to host all the Italian radioactive waste within a geological salt deposit in the territory of Scanzano Jonico, a small town in the Basilicata Region. The decision was made even though the analyses were still incomplete and without any negotiation with the local population and the authorities of Scanzano Jonico. The population of the entire region spontaneously organized a mass protest movement against the project. Two weeks later, the Italian government withdrew the decree and the creation of a national disposal site was postponed.

The present work analyses the role of mass media in the Italian public debate on risks and benefits of nuclear power production, with particular emphasis on two main discussion topics: the future of nuclear plants after the Chernobyl accident; the management of nuclear waste. The research focuses on a quantitative and qualitative Content Analysis of the articles related to the Italian debates on nuclear energy and published in Italy's two main newspapers: *Corriere della Sera* and *la Repubblica*. This two publications are considered as press opinion leaders in Italy in the sense that they are sources of information for decision makers and sources of inspiration for other journalists. They influence public opinion and reflect national attitudes. The results show that, as a public discussion theme, nuclear power production and radioactive waste management proved able to capture the mass media's and the public opinion's attention only when they causes a public controversy and a social conflict between the stakeholders involved in the debate. These results reflect the main role of modern mass media in any democratic society, that is not to educate the public but to offer to the different social actors a discussion forum on the most "up-to-date" topics.

The analysis also confirms that the newspapers analysed acted as an arena of discussion, voicing the opinions of a plurality of stakeholders with different values and interests: in this way it can found, together with the opinions of scientists and experts, the opinions of policy makers, members of environmental associations, exponents of nuclear industry, opinion leaders, citizens and many others. The issues of nuclear risk appeared indeed as topics for political discussion and the newspapers presented the controversy in a very broad context of discussion: the debate did not only concentrate on the safety of nuclear power plants and

waste repositories, but addressed also the economical impacts, the effects on domestic and international politics, the uncertainty of scientific knowledge, the public trust in institutions, the right to be informed, the deep influence on our image of a technology-powered progress. In other words, the debate was not limited to the close examination of the techno-scientific aspects of the nuclear energy production process. On the contrary, it was first of all a political debate and it focused on a clash between values and *Weltanschauungen* around the ideas of progress, social and economical development, health and environment protection, distribution of risks and benefits, reliability of scientific expertise and institutions, public participation to decision-making processes – making the nuclear risk governance not only a technical problem for experts and institutions, but a social problem that needs to be discussed in and by public. In this context, mass media and risk communication play a crucial role.

## Introduzione

A metà degli anni Sessanta, con le tre centrali di Latina, Garigliano e Trino Vercellese, l'Italia era il quarto Paese produttore al mondo di energia elettronucleare, secondo in Europa solo alla Gran Bretagna. Negli anni successivi, tuttavia, una serie di eventi politici controversi contribuirono a un drastico rallentamento dei programmi nucleari nazionali, al punto che soltanto nel 1981 venne attivato un quarto impianto, a Caorso, nel piacentino. L'incidente di Chernobyl nel 1986 scosse l'opinione pubblica europea e scatenò un forte dibattito sui rischi e i benefici della produzione di energia nucleare che ebbe importanti conseguenze nel nostro Paese. Circa un anno e mezzo dopo, infatti, i cittadini italiani, chiamati a esprimersi attraverso un referendum, votarono a favore dell'abrogazione di tre leggi che agevolavano l'installazione degli impianti nucleari sul suolo nazionale e la partecipazione dell'ENEL alla costruzione di impianti all'estero. Il governo italiano interpretò i risultati referendari come un'opposizione popolare all'energia nucleare e decretò la chiusura delle quattro centrali in attività e la sospensione dei lavori per quelle in progetto o in costruzione. L'Italia, che aveva conosciuto un'era gloriosa a partire dal lavoro di Enrico Fermi negli anni Trenta, uscì così dal club dei paesi produttori di energia nucleare.

Negli anni seguenti l'Italia dovette affrontare la necessità di definire una strategia nazionale per la dismissione delle centrali e degli impianti nucleari e per lo stoccaggio dei rifiuti radioattivi. Tra il 1996 e il 2000 furono istituiti diversi gruppi di lavoro di esperti ministeriali, della protezione civile e dell'ENEA con il mandato di trovare una soluzione tecnica al problema. Nel 1999 venne costituita la SOGIN a cui, per decreto, fu demandato il compito di smantellare le centrali nucleari dismesse e chiudere il ciclo del combustibile. Nel 2000 la Conferenza Stato-Regioni avviò a sua volta un gruppo di lavoro per definire procedure e metodologie da attivare per la scelta del sito.

Il processo decisionale subì un'improvvisa accelerazione nel febbraio del 2003 quando, in un clima di crescente preoccupazione per la minaccia del terrorismo internazionale, il governo dichiarò lo stato di emergenza per le installazioni nucleari e in particolare per i depositi di rifiuti radioattivi. Il mese seguente, con un'ordinanza del Presidente del Consiglio dei Ministri, la delega per la messa in sicurezza dei materiali nucleari fu affidata al presidente della SOGIN, l'ex generale in pensione Carlo Jean. Un gruppo di lavoro di esperti, principalmente di SOGIN ed ENEA, venne incaricato di analizzare gli aspetti tecnici inerenti la creazione di un deposito che potesse ospitare in via temporanea HLRW e in modo permanente LLRW e MLRW.

Il 13 novembre, il giorno dopo l'attacco terroristico alla base militare italiana di Nassiriya, il governo optò per una soluzione rapida sulla questione rifiuti radioattivi e, adducendo ragioni di sicurezza nazionale, decise per decreto legge di creare un deposito geologico unico di scorie

radioattive nel territorio di Scanzano Jonico, in Basilicata. Questa decisione, presa senza alcuna negoziazione con i cittadini e le autorità locali, e nonostante gli studi tecnico-scientifici sull'idoneità del sito non fossero affatto conclusi, provocò una ferma reazione di protesta che coinvolse l'intera comunità civile lucana. Dopo due settimane di mobilitazione, il governo fu costretto a ritirare il decreto, rinviando ogni decisione in merito alla creazione di un deposito unico nazionale.

Il presente lavoro, basato su metodologie sviluppate nell'ambito dei *media studies*, analizza il dibattito pubblico e mediatico su rischi e benefici della produzione di energia nucleare in Italia attraverso la disamina di due casi di studio: il dibattito seguito all'incidente di Chernobyl nel 1986 <sup>1)</sup> e la discussione sul destino dei rifiuti radioattivi, culminata con le controversie sulla costruzione di un deposito unico a Scanzano Jonico <sup>2)</sup>. Si tratta di due momenti cruciali anche per i successivi sviluppi del dibattito sul nucleare in Italia che, nella scorsa primavera, a seguito di un nuovo pronunciamento referendario e con la complicità della catastrofe di Fukushima, si è concluso con una seconda netta presa di posizione dei cittadini italiani contro la produzione di energia nucleare nel nostro Paese.

## Metodi

Il dibattito italiano sul nucleare è stato ricostruito e studiato attraverso un'analisi di contenuto quanto-qualitativa <sup>3)</sup> condotta sui due quotidiani italiani di maggiore diffusione, il *Corriere della Sera* e la *Repubblica* (nel seguito indicati come *Corriere* e *Repubblica*). Essi sono considerati organi di informazione *opinion leading* per l'Italia, cioè capaci di orientare l'opinione pubblica e la classe dirigente, anche attraverso l'influenza sugli altri mass media; possono pertanto essere considerati espressione del sentimento e dell'atteggiamento diffuso di una nazione. I due quotidiani prescelti sono inoltre indicatori delle due principali aree di orientamento politico in Italia: su posizioni più conservatrici il *Corriere*, su posizioni più progressiste *Repubblica*.

Per quanto riguarda l'analisi sul dibattito post-Chernobyl sono stati considerati tutti gli articoli apparsi sui due quotidiani nelle quattro settimane tra il 26 aprile 1986, data dell'incidente, fino al 25 maggio 1986. L'analisi del dibattito sulle scorie radioattive è stata invece condotta su un periodo di 16 anni (dal 1992 al 2007) classificando tutti i testi pubblicati dal *Corriere* contenenti almeno una delle seguenti espressioni: "scorie nucleari", "rifiuti radioattivi", "deposito unico", "Scanzano Jonico"; la raccolta è stata effettuata utilizzando il database online del *Corriere*.

L'analisi quantitativa ha preso in considerazione i seguenti parametri: andamento temporale delle pubblicazioni; tipologia dei testi pubblicati (articoli, notizie, commenti, interviste, box, aperture); gerarchia dei testi nell'impaginazione. I testi giornalistici sono classificati come "articoli" o "notizie" se, rispettivamente, di lunghezza superiore o inferiore a 300 parole. Gli editoriali, le risposte a lettere inviate al giornale e i testi scritti da esperti e opinion leader sono stati classificati come "commenti". I testi brevi in supporto agli articoli principali sono stati classificati come "box". Per "interviste" si intendono testi scritti da giornalisti in forma di domande e risposte. Le "aperture", infine, sono articoli che iniziano in prima pagina.

L'analisi qualitativa focalizza invece sull'identificazione dei vari attori che hanno preso parte al dibattito e sulla classificazione dei frame giornalistici presenti nei testi pubblicati. L'analisi dei frame <sup>4)</sup> permette di evidenziare come i mass media prescelti hanno tematizzato il dibattito pubblico sul nucleare. Nell'ambito degli studi sui mass media, il *framing* è definito come una modalità operativa con cui i fatti sono selezionati, organizzati ed enfatizzati (o sminuiti) all'interno di una storia. Operare tramite framing significa selezionare alcuni aspetti della realtà al fine di metterli in maggiore evidenza, così da promuovere una particolare definizione del problema, un'interpretazione causale, un giudizio morale o una raccomandazione. Per esempio,

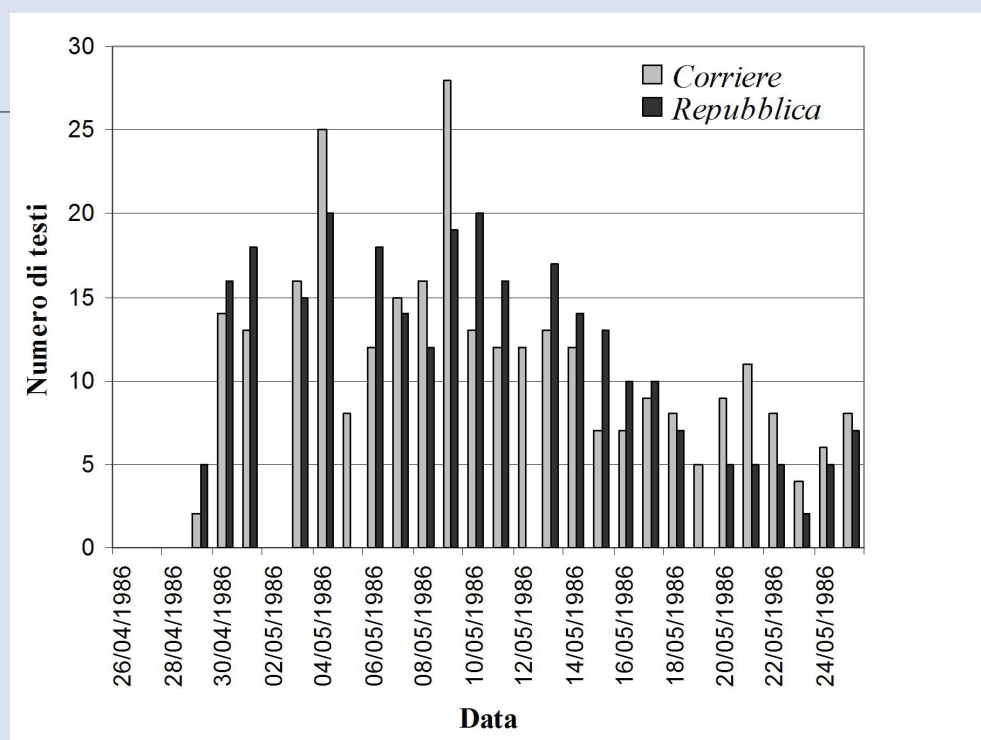
nel raccontare l'incidente di Chernobyl si può scegliere di mettere in evidenza i rischi o i benefici del nucleare, i costi o le ricadute economiche, la fiducia negli esperti e nelle istituzioni preposte alla gestione della sicurezza, e così via. Analizzare i frame significa quindi "scomporre" il dibattito per mettere in luce le tematiche maggiormente presenti nelle cronache che il *Corriere* e *Repubblica* hanno offerto all'opinione pubblica italiana.

## Risultati e discussione

I risultati dell'analisi quantitativa mostrano che nelle quattro settimane seguenti l'incidente di Chernobyl il *Corriere* ha pubblicato 293 testi relativi al dibattito sul nucleare, mentre *Repubblica*, nel medesimo periodo, ha pubblicato 273 testi. La Fig. 1 mostra la distribuzione nel tempo del numero di pubblicazioni per le due testate; non si riscontrano rilevanti differenze.

La prima notizia su quanto accaduto a Chernobyl è apparsa il 29 aprile, tre giorni dopo l'incidente. Entrambi i giornali dedicano alla notizia la prima pagina, ma l'assenza di ulteriori informazioni disponibili – elemento cruciale della vicenda – costringe il *Corriere* a non pubblicare nient'altro nelle pagine interne, fatto estremamente inusuale per un quotidiano moderno. Riguardo invece la problematica dei rifiuti radioattivi in Italia, l'analisi quantitativa effettuata sul *Corriere* mostra che nei 16 anni considerati, tra il 1992 e il 2007, la questione ha ricevuto una copertura mediatica estremamente scarsa e sporadica. In questo periodo il *Corriere* ha infatti pubblicato solo 135 testi sul tema in esame, per una media di circa 8 testi all'anno. Oltre l'80% di questi si concentra tuttavia nel 2003, in coincidenza con la protesta di Scanzano Jonico (Fig. 2).

Figura 1. Distribuzione temporale dei testi nel dibattito post-Chernobyl.



Scendendo ancora più in dettaglio, la maggioranza dei testi si concentra nei mesi di novembre e dicembre 2003, e in particolare nelle tre settimane tra il 14 novembre e il 4 dicembre 2003, in cui il *Corriere* pubblica 88 testi, pari al 65% di tutti i testi pubblicati in 16 anni. Il 14 novembre, infatti, il *Corriere* riporta in prima pagina la notizia della pubblicazione del decreto governativo che individua il sito in cui sarà costruito il deposito unico italiano e le prime proteste spontanee

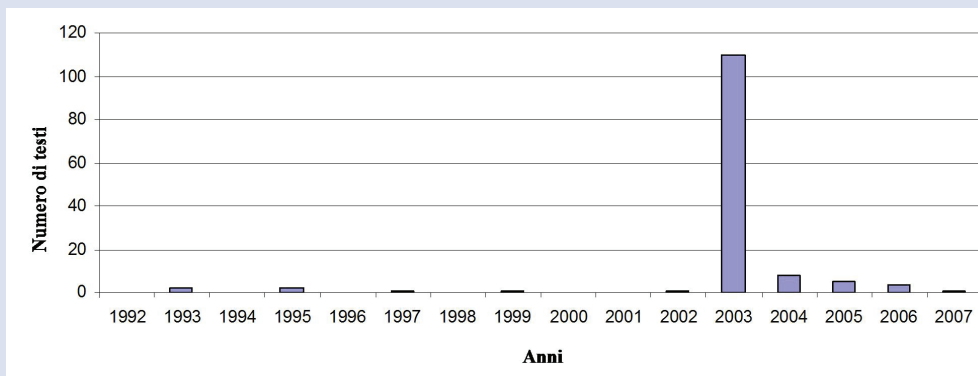


Figura 2. Distribuzione temporale dei testi nel dibattito sulle scorie radioattive.

degli abitanti di Scanzano Jonico. Nelle tre settimane che seguono *Corriere* dedica alla vicenda una media di circa quattro articoli al giorno.

Ciò mostra come il problema della messa in sicurezza dei rifiuti radioattivi – pur essendo presente nell’agenda politica da tempo – attiri l’attenzione dei mass media e accenda il dibattito pubblico solo nel momento in cui genera un conflitto fra i diversi stakeholder coinvolti nella controversia sulla costruzione di un deposito unico nazionale a Scanzano Jonico. Il carattere discontinuo ed emergenziale dell’informazione rientra del resto nella logica del giornalismo moderno, che in una società democratica non ha la funzione di educare il pubblico bensì di fornire un’arena di confronto alle diverse posizioni sui temi di maggiore interesse e attualità.<sup>5)</sup>

Sia nel dibattito mediatico post-Chernobyl sia nella discussione sui rifiuti radioattivi, l’analisi della distribuzione dei testi per tipologia mostra una netta prevalenza di articoli e notizie brevi, che riflette un’impostazione di stampo cronachistico, a discapito di interviste e commenti, ovvero di un’impostazione più interpretativa-commentaristica, confermando la natura sostanzialmente emergenziale del dibattito sul nucleare in Italia.

La classificazione dei frame effettuata nell’ambito dell’analisi qualitativa (Tab. 1) mostra che i due quotidiani hanno presentato l’incidente di Chernobyl in un ampio contesto di discussione: il dibattito non si è concentrato solo sulla sicurezza degli impianti nucleari e sui rischi per la salute e l’ambiente, ma si è esteso anche alle conseguenze economiche dell’incidente, le incertezze nella conoscenza scientifica, la fiducia pubblica nelle istituzioni, il diritto ad essere informati, all’influenza del progresso tecnologico sulle nostre vite.

Nell’arco di una settimana, le conseguenze dell’incidente si manifestano sull’intero pianeta, mostrando – come aveva anticipato il sociologo tedesco Ulrich Beck in un celebre saggio sulla società del rischio, andato in stampa nei giorni dell’incidente di Chernobyl<sup>6)</sup> – il carattere globale dei rischi tecnologici della modernità, che non conoscono confini fra classi sociali o nazioni.

La generale sensazione di incertezza, associata a una grave perdita di fiducia (vedi frame corrispondenti), fu aggravata dalla mancanza di informazioni rilasciate dalle autorità sovietiche e dalle risposte contraddittorie che giunsero dalla comunità degli esperti, che si presentò divisa e incapace di offrire una visione unitaria delle cause e dei possibili rimedi, finendo talvolta per dare l’impressione di difendere interessi di parte o di principio:

“Sui livelli di radioattività indotta dalla nube di Chernobyl in Italia e sulle cosiddette “soglie di rischio” fissate dalla legge italiana ormai è il caos più totale. Dando una pessima dimostrazione di quella che dovrebbe essere l’obiettività della scienza, esperti di varia provenienza (enti di ricerca statale, università, professionisti privati) si accapigliano e sbraitano, tirando fuori numeri diversi come in una lotteria”.<sup>7)</sup>

Frame	Corriere	Repubblica
Emergenza sanitaria	29.8 %	22.2 %
Rischio/sicurezza	18.1 %	12.7 %
Incertezza/ fiducia	11.7 %	11.6 %
Politica internazionale/superiorità della tecnologia occidentale	9.6 %	10.2 %
Mancanza di informazioni	7.1 %	8.6 %
Politica italiana/referendum	6.9 %	13.7 %
Conseguenze economiche	6.7 %	8.6 %
Spiegazioni tecniche	3.5 %	3.0 %
Cronaca e testimonianze dall'URSS	3.3 %	6.3 %
Immaginario/folclore/satira	3.3%	3.1 %

Il crescente scetticismo verso il ruolo degli esperti scientifici, le cui opinioni erano presentate dai mass media come se fossero una posizione politica, senza più l'aurea della *neutralità*, è paradigmatico del profondo mutamento che ha investito il ruolo dei mass media nell'ambito della comunicazione del rischio. Se infatti fino agli anni Settanta la funzione dei media era quella di allertare la popolazione in caso di pericoli improvvisi, questa esigenza se ne è successivamente affiancata un'altra, di carattere più marcatamente politico: costituire un'arena di discussione sulla gestione del rischio.

Dall'analisi qualitativa emerge chiaramente come molti diversi stakeholder siano stati invitati – e quindi legittimati – a esprimere le proprie opinioni sulle pagine di *Corriere* e *Repubblica*. Le due testate, agendo come mass media moderni, non erano interessate a risolvere la controversia scientifica sui rischi del nucleare, quanto piuttosto a offrire un forum di discussione, il più ampio possibile, a tutti gli attori coinvolti nel dibattito sulla produzione di energia nucleare in Italia. L'intensità del dibattito socioculturale è resa evidente dal gran numero di diversi attori sociali presenti nei testi di *Corriere* e *Repubblica*: oltre a tecnici e scienziati, anche politici, rappresentanti di associazioni ambientaliste, medici, storici, intellettuali, religiosi e cittadini. Persino Papa Giovanni Paolo II espresse le sue opinioni sui benefici e i rischi del processo di modernizzazione:

“Con lo sviluppo tecnologico crescono anche i rischi: rischi da ogni parte, dalla terra, dal mare, perfino dal cielo, che era sempre stato l'espressione delle cose più belle, delle aspirazioni più alte. Lo si è visto in questi ultimi giorni, con l'allarme causato dall'esplosione di una installazione nucleare. [...] Con le nuove tecnologie si sono resi possibili sogni di secoli: arrestare e trasformare il deserto, sconfiggere la siccità e la fame, alleviare la pesantezza del lavoro, risolvere i problemi del sottosviluppo. Ma è pur vero che la stessa tecnologia consente già ora all'uomo di vedersi resa inabitabile la terra, inservibile il mare, pericolosa l'aria e pauroso il cielo”.<sup>8)</sup>

Questo esempio mostra come la discussione non fosse limitata all'esame dei rischi e dei possibili sviluppi della tecnologia nucleare, come probabilmente molti scienziati ed esperti pensavano, ma abbia coinvolto valori e interessi contrapposti, mettendo a nudo uno scontro fra diversi valori e “idee di mondo” su questioni vitali come progresso, sviluppo tecnologico, protezione della salute e dell'ambiente, partecipazione pubblica ai processi decisionali, ecc. Anche nell'ambito della controversia sulle scorie radioattive l'analisi dei frame effettuata sui

testi del *Corriere* mostra chiaramente una complessa articolazione del dibattito, in cui gli aspetti tecnico-scientifici si intrecciano con argomentazioni di natura politica, sociale, culturale e territoriale. Raggruppando per affinità i singoli frame in macro-frame è possibile evidenziare come il dibattito si ripartisca in tre dimensioni principali: dimensione politica, dimensione di scontro sociale, dimensione tecnico-scientifica; i risultati confermano che si tratta di una vicenda in cui prevalgono gli aspetti politici e sociali su quelli tecnico-scientifici (Tab. 2).

Dimensione politica (Deposito unico, Scontro politico, Minaccia terroristica, Rilancio del nucleare, Modifiche del decreto, Blitz del governo)	42,2%
Scontro sociale (Proteste in Basilicata, Proteste in altre regioni, Folklore e identità territoriale, Fiducia nelle istituzioni, Violazione del territorio, Sindrome Nimby, Paura del nucleare, Chi non protesta, Mancata partecipazione)	31,5%
Dimensione tecnico-scientifica (Soluzioni alternative, Esperienze all'estero, Validazione scientifica, Spiegazioni tecniche, Rischio e sicurezza, Rifiuti radioattivi medicali)	26,3%

L'analisi qualitativa mostra inoltre un'ampia distribuzione di attori sociali (tecnici e scienziati, politici nazionali, amministratori locali, associazioni ambientaliste, opinionisti, comitati di cittadini) coinvolti nel dibattito, confermando che la principale funzione del *Corriere*, come ogni mass media moderno, è quella di fornire un'arena di confronto e discussione pubblica fra tutte le parti interessate. Si evidenzia tuttavia una netta prevalenza di politici locali e nazionali (pari complessivamente al 40% del totale) a dimostrazione del fatto che si tratta di una vicenda fortemente politicizzata.

Alla controversia prendono parte anche diversi tecnici ed esponenti della comunità scientifica, che si presentano divisi sull'idoneità del sito individuato dal governo italiano, contribuendo a generare disorientamento nell'opinione pubblica e ad alimentare lo scetticismo nella popolazione locale.

Ad esempio il giorno seguente all'emanazione del decreto governativo, il geologo Sergio D'Offizi della SOGIN assicura in un'intervista al *Corriere* che il sito scelto offre le migliori garanzie:

"Una formazione geologica unica al mondo, che offre la garanzia di un isolamento totale dal contesto ambientale e una stabilità assoluta anche per milioni di anni".<sup>9)</sup>

Un giudizio, questo, niente affatto condiviso da Floriano Villa, presidente dei geologi italiani:

"Non esiste un sito sicuro, l'area indicata è spesso soggetta ad esondazioni e allagamenti, e ci potrebbe essere il passaggio della radioattività nell'acqua, nell'aria e nei cibi".<sup>10)</sup>

Il fisico Antonino Zichichi, direttore del centro Ettore Majorana di Erice, pur ammettendo che il rischio "non può essere azzerato", rassicura dicendo che vivrebbe senza problemi vicino a un deposito nucleare perché "la tecnologia ci permette di raggiungere standard di sicurezza elevatissimi"<sup>11)</sup>. Ma il 26 novembre il *Corriere* pubblica una lettera firmata da 20 ricercatori dell'ENEA assai critica nei confronti dei criteri con cui era stato scelto il sito di Scanzano Jonico: "Quanto stabilito nel decreto, nel merito e nel metodo, colloca l'Italia al di fuori della cosiddetta cultura della sicurezza che domina tutte le attività del settore nucleare nei paesi Occidentali e in Giappone, e che si sta affermando anche in quelli in via di sviluppo. Così il nucleare in Italia è sempre più esposto alle contestazioni degli ambientalisti antinucleari e sempre più fonte di allarme sociale presso la popolazione".<sup>12)</sup>

## Conclusioni

L'analisi del dibattito italiano sull'accettabilità sociale della produzione nucleare di energia mostra che i mass media hanno agito come un forum di discussione dando voce a una pluralità

stakeholder motivati da interessi e valori diversi e spesso in contrasto fra loro. Il dibattito non si è limitato a esaminare gli aspetti tecno-scientifici, come probabilmente gli esperti si aspettavano, ma si è esteso anche al rapporto tra progresso e sviluppo economico, alla distribuzione di rischi e benefici, all'affidabilità del sapere scientifico, alla partecipazione del pubblico ai processi decisionali.

La mancanza di una tradizione di spazi di dialogo e di esperienze partecipative ha portato il dibattito italiano del post-Chernobyl a polarizzarsi su due posizioni contrapposte, finendo per limitare il confronto a una scelta ideologica di tipo "sì/no" sulla produzione di energia nucleare. Anche la vicenda di Scanzano Jonico può essere considerata un esempio paradigmatico di fallimento della governance e un utile caso di studio per comprendere il ruolo della comunicazione pubblica e del coinvolgimento degli stakeholder nei processi decisionali nelle controversie di carattere scientifico tecnologico. L'analisi condotta sul *Corriere*, quotidiano italiano opinion leading, ha permesso di evidenziare come la discussione pubblica sulla gestione dei rifiuti radioattivi in Italia sia stata fortemente politicizzata e pervasa da argomenti di natura extrascientifica che sono risultati determinanti ai fini della risoluzione della controversia. I risultati hanno inoltre confermato che il *Corriere*, al pari di ogni mass media moderno operante in una società democratica, assolve a finalità informative piuttosto che educative o divulgative e, come tale, la copertura mediatica degli eventi è di carattere discontinuo ed emergenziale. Nel caso esaminato, in particolare, si è evidenziato come nell'arco di 16 anni, dal 1992 al 2007, il *Corriere* abbia dedicato scarsa attenzione al problema delle scorie radioattive italiane almeno fino a quando, nel novembre 2003, un'accesa controversia politica e sociale sulla costruzione di un deposito nazionale nel territorio di Scanzano Jonico ha indotto il quotidiano a dedicare alla vicenda un ampio spazio, al punto nelle tre settimane della protesta si concentra circa il 65% di tutti gli articoli pubblicati su questo irrisolto problema.

Una classificazione degli attori che hanno preso parte al dibattito ha mostrato come il *Corriere* abbia offerto un'arena di confronto a tutte le parti in causa, legittimando in tal modo un'ampia varietà di stakeholders (politici, tecnici e scienziati, comitati di cittadini, istituzioni governative, associazioni ambientaliste, ecc.) ciascuno portatore dei propri legittimi obiettivi e interessi. Risulta evidente come, in questo articolato contesto, ogni tentativo di imporre dall'alto un'opera tecnologica controversa senza il coinvolgimento di tutte le parti interessate, e di limitare la discussione ai soli aspetti tecnico-scientifici, sia destinata a fallire e, talvolta, a generare duri scontri sociali. Nel caso esaminato, il governo italiano ha sperimentato il fallimento del cosiddetto modello tecnocratico DAD (Decide, Announce, Defend). "DAD is dead", dichiarano i critici di questo modello e, nelle parole di Gordon MacKerron, responsabile del comitato governativo istituito nel 2003 in Gran Bretagna per affrontare la gestione dei rifiuti radioattivi, questo significa:

"[This means] the end of an old tradition where scientists, industry and government got together behind closed doors, thought up the right option, thought up the right site and then announced it".<sup>13)</sup>

Una posizione condivisa anche da Carlo Rubbia, come dichiarato in un'audizione al parlamento italiano all'indomani della vicenda di Scanzano Jonico:

"La gestione dei rifiuti nucleari non può essere affidata soltanto alla scienza e alla tecnica: in questi casi si impongono principi etico-sociali, di trasparenza e condivisione delle scelte con la popolazione, pena un grave scollamento fra gli esperti e i cittadini".<sup>14)</sup>

La maggior parte delle nazioni democratiche ha ormai compreso che per affrontare problemi tecnologici complessi come la gestione dei rifiuti radioattivi è necessario costruire un rapporto di fiducia con i cittadini, e che dalla riuscita di questi sforzi dipenderà il futuro dell'energia



nucleare, come sembrano dimostrare anche alcuni esempi positivi di coinvolgimento e partecipazione alle scelte avviati con successo in molti Paesi. Come ha scritto la rivista *Nature* nell'editoriale per i vent'anni di Chernobyl:

The future of nuclear energy does not hinge primarily on the development of a safer reactor or a more geologically reliable waste repository, but on the ability of states to built public trust in their ability to safely implement and manage the technology" <sup>15)</sup>

## Riconoscimenti

Questo lavoro è stato condotto in collaborazione fra il Dipartimento di Fisica dell'Università di Milano – e in particolare con la prof. Marie Claire Cantone – e il gruppo Innovations in the Communication of Science della SISSA di Trieste nell'intento di fornire utili elementi di comprensione del ruolo svolto dai diversi stakeholder nei processi decisionali e, in tal modo, contribuire all'elaborazione di strategie di gestione del rischio più efficaci e democratiche, con particolare riguardo ai problemi più attuali nell'ambito della radioprotezione.

## Bibliografia

1. M.C. Cantone, G. Sturloni, G. Brunelli, "The role played by stakeholders in the public debate that brought Italy out of the club of nuclear energy producers", *Health Physics*, 93(4), 2007, p. 261-266.
2. M. C. Cantone, G. Sturloni, L. Viviani, "The role of stakeholders in the Italian debate on the national radioactive waste deposit", 12th International Congress IRPA, Buenos Aires, 19-24 ottobre 2008. Book of abstracts.
3. M. W. Bauer, "Classical content analysis: a review", in *Analytic approaches for text, image and sound. A practical handbook*, Sage Publications, Londra 2000, p. 131-151.
4. R. Entman, "Framing towards clarification of a fractured paradigm", *Journal of Communication*, 43(4), 1993, p. 51-58.
5. H. P. Peters, "Mass media as an information channel and public arena", *Risk Health Safety Environment*, 5, 1994, p. 241-250.
6. U. Beck, *Risk Society: Towards a New Modernity*, Sage, Londra, 1992.
7. F. Foresta Martin, "Il processo alla nube divide gli scienziati", *Corriere della Sera*, 10 maggio 1986, p. 4.
8. L. Accattoli, "Il Papa: «Evitiamo la caduta senza ritorno»", *Corriere della Sera*, 12 maggio 1986, p. 4.
9. F. Foresta Martin, "Contaminazioni? Escluso. Non esiste posto migliore", *Corriere della Sera*, 14 novembre 2003, p. 19.
10. E. Fierro, "Tutta la Basilicata nelle strade", *l'Unità*, 21 novembre 2003, p. 13.
11. L. Salvia, "Zichichi: io commissario? Non accetto incarichi prima che me li offrano", *Corriere della Sera*, 24 novembre 2003, p. 2.
12. F. Foresta Martin, "I ricercatori dell'Enea: sicurezza trascurata", *Corriere della Sera*, 26 novembre 2003, p.16.
13. G. Brumfiel, "Forward Planning", *Nature*, 440, 20 aprile 2006, p. 987-989.
14. G. Valentini, "Rubbia: Scanzano non è il sito adatto", *la Repubblica*, 26 novembre 2003, p. 25.
15. Editorial, "Learning from Chernobyl", *Nature*, 440, 20 aprile 2006, p. 969-970.





***Poster***

**Chernobyl  
25 anni dopo**



# Chernobyl plutonium radioisotopes in the Black Sea ecosystems

Gennady Polikarpov<sup>(1)</sup> and Nataliya Tereshchenko<sup>(2)</sup>

(1) The A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas (IBSS)

(2) NAS Ukraine

A significant interest to plutonium contamination of the Black Sea marine environment appeared after the Chernobyl Nuclear Power Plant (ChNPP) accident in 1986. Radioecological investigations of Chernobyl Pu isotopes are important for evaluation and prediction of radioecological situation in the Black Sea.

After the ChNPP accident a lot of radionuclides, including Pu (a transuranium element), entered into the Black Sea. The most radionuclides discharge took place in April – May of 1986 by atmospheric way. Later the entry of Pu into the Black Sea took place also through aquatic way. More than 20 years after the ChNPP accident up to the present Pu has formed the following concentrations in the Black Sea water: the levels of <sup>239,240</sup>Pu average concentrations are equal to 2.0–4.0 mBq·m<sup>-3</sup> of in the area of this sea. The lowest <sup>239,240</sup>Pu concentration in the Black Sea surface water was about 2 mBq·m<sup>-3</sup> and the highest one – 20 mBq·m<sup>-3</sup>.

After Chernobyl-derived Pu entry into the sea water the Pu migration began to take place to abiotic and biotic components of the Black Sea ecosystem. Bottom sediments play a very important role in these processes. The total Pu space distribution in the Black Sea bottom sediments is characterized by spottedness. It depends on the history of Pu entry into the different areas and the composition of sediments. Silty bottom sediment had higher Pu concentrations than sandy sediment. The high <sup>239,240</sup>Pu concentration was observed nearby the Dnieper-Bug estuary in its silty sediments (1030 mBq·kg<sup>-1</sup> dry weight) and the low Pu concentrations were found nearby the Crimea coast in sandy sediments (90 mBq·kg<sup>-1</sup> dry weight). The highest concentration factors (Fc) of Pu were also characteristic for bottom sediments in the Black Sea ecosystems. Bottom sediments are the main depository of Pu in the sea. The specific anoxic conditions in deep-sea water and mesotrophic status of the Black Sea are formed a special Pu distribution in abiotic components of the Black Sea ecosystem. In its water column Pu stock equal to about 11%, and in its bottom sediments – about 89%.

The following range of <sup>239,240</sup>Pu concentrations is observed in biotic components of the Black Sea ecosystem which were formed in the beginning of the XXI century: in multicellular algae 1 ÷ 14 mBq·kg<sup>-1</sup>, in bivalve mollusks 0.8 ÷ 2,4 mBq·kg<sup>-1</sup>, in fish 0.3 ÷ 1.8 mBq·kg<sup>-1</sup>. Multicellular brown algae have the most ability to accumulate of Pu among the studied Black Sea hydrobionts. In the Sevastopol area Fc of Pu by these algae were about 330 ÷ 1630, by bivalve were a bit lower 260 ÷ 630 and by fishes Fc of Pu were the lowest 130 ÷ 370. The role of hydrobionts in Pu distribution in the sea ecosystems is insignificant but hydrobionts are characterized with high accumulative ability in respect to Pu, permanent effect to its redistribution and their ability to increase the Pu transfer in marine food chains and nets. Absorbed and equivalent dose rates formed with <sup>239,240</sup>Pu were calculated by using their concentrations in hydrobionts. The obtained results showed that doses of <sup>239,240</sup>Pu internal irradiation to different taxonomic groups of the Black Sea hydrobionts were diminished more, than one order of magnitude in a series: multicellular brown algae > bivalves > fishes and varied from 0.2 to 7.8 Sv·year<sup>-1</sup>. According to the radiation-ecological conceptual model of chronic effects by ionizing irradiation (Polikarpov, 1998), doses of <sup>239,240</sup>Pu radiation to the Black Sea

hydrobionts are belong to the “well-being zone” as well as to the “uncertainty zone”. Therefore, the modern concentration levels of the Chernobyl origin plutonium in the Black Sea do not render a noticeable influence upon the biotic components of the Black Sea ecosystems.

## Further informations

The A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas (IBSS), NAS Ukraine  
Prospekt Nakhimova 2 Sevastopol, 99011 Ukraine  
(1) [g.polikarpov@ibss.org.ua](mailto:g.polikarpov@ibss.org.ua)  
(2) [n.tereshchenko@ibss.org.ua](mailto:n.tereshchenko@ibss.org.ua)



# Indagini radiometriche conoscitive condotte da ARPA Emilia-Romagna in aree della Bielorussia e della Russia interessate dall'incidente di Chernobyl

R. Sogni, L. Gaidolfi, A. Gazzola, L. Achilli, C. Terzoni

ARPA Emilia-Romagna - Sezione provinciale di Piacenza – Centro Tematico Regionale Radioattività ambientale

## Premessa

Nel 2009 ARPA Sezione provinciale di Piacenza, in prosecuzione di attività avviate da diversi anni (2003 – 2006) con Legambiente Solidarietà, ha sottoscritto una nuova Convenzione con l'Associazione di volontariato Verso Est Onlus, che svolge azioni di supporto sociale alla popolazione più pesantemente coinvolta dalla ricaduta radioattiva verificatasi in seguito all'incidente di Chernobyl, tramite l'organizzazione di progetti di accoglienza in Italia di bambini provenienti dalle aree più coinvolte.

La Convenzione, sviluppatasi su base triennale, prevedeva la realizzazione da parte di ARPA di un'attività di supporto tecnico/analitico ad una campagna conoscitiva sull'attuale situazione radiometrica dell'ambiente e della popolazione, da svolgersi in aree particolarmente contaminate della Repubblica Bielorussia (province di Cecersk, Vetka, Buda-Koshelevo, Dobrush, Braghin, Khoyniki, Narovlya, situate nella regione di Gomel e provincia di Slavgorod, situata nella regione di Moghilev) e della Federazione Russa (provincia di Novozybkov, situata nella regione di Bryansk) (vedi fig. 1). Nello specifico tali aree erano individuabili presso i villaggi di provenienza dei bambini accolti da famiglie italiane per il tramite dell'Associazione di volontariato Verso Est Onlus. In tali aree si stanno pertanto effettuando monitoraggi finalizzati a:

- 1) stimare la dose alla popolazione residente dovuta all'ingestione di alimenti;
- 2) verificare gli attuali livelli di contaminazione radiometrica ambientale, con riferimento a suoli indisturbati.

Nel corso delle due missioni svoltesi negli anni 2009 e 2010 sono stati prelevati circa 380 campioni di alimenti rappresentativi della dieta media della popolazione "locale" e circa 30 campioni di terreno, sottoposti poi ad analisi radiometriche

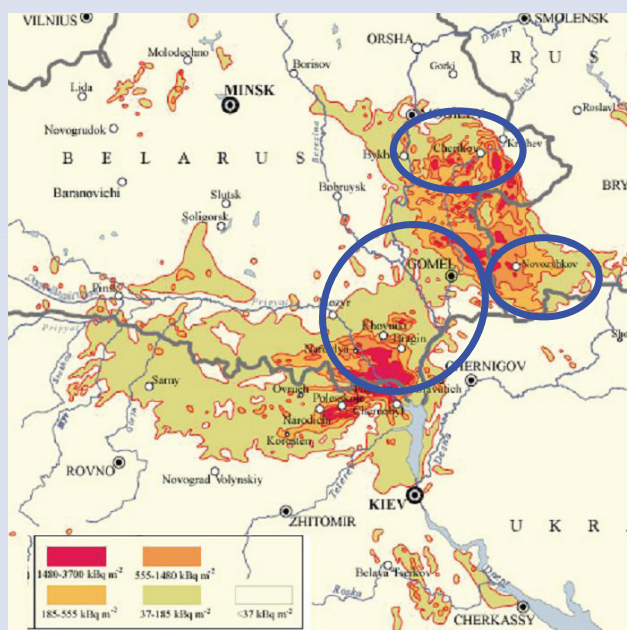


Figura 1. Repubblica Bielorussia: regioni di Gomel e Moghilev e Federazione Russa: regione di Bryansk. Mappa della contaminazione al suolo da Cs137.

di laboratorio (spettrometria gamma e Sr90). Nel 2011, ad integrazione/completamento di quanto previsto per il triennio di durata complessiva della Convenzione sottoscritta, si è conclusa l'attività di campionamento, con il prelievo di ulteriori circa 120 campioni di alimenti e circa 20 campioni di terreno.

In questo lavoro sono descritti i risultati delle misure radiometriche attualmente svolte da ARPA Sezione provinciale di Piacenza, relative ai campioni prelevati negli anni 2009 e 2010; sono infatti in corso di svolgimento le analisi dei campioni prelevati nel 2011, che rappresentano circa il 25% dei campioni eseguiti nel triennio di validità della Convenzione. Sono altresì riportate le preliminari valutazioni delle dosi da ingestione assorbite dalla popolazione locale.

## Materiali e metodi

I campioni di terreno sono stati prelevati in superficie tramite un anello di spessore 5 cm e diametro 14 cm; i campioni sono stati prelevati in siti ritenuti indisturbati, cioè non soggetti a lavorazioni agricole o ad altre attività antropiche.

Gli altri campioni di matrici ambientali ed alimentari prelevati sono provenienti generalmente da piccole coltivazioni locali e, nel caso degli alimenti, considerando la dieta media della popolazione delle province interessate.

Per le analisi in spettrometria gamma eseguite sono stati impiegati sistemi di conteggio con rivelatori a HpGe iperpuro (tipo HPGe-P ed HPGe-N – EG G ORTEC, efficienze relative comprese tra 25% e 80% e risoluzione (FWHM) pari a circa 2.0 Kev all'energia 1.33 MeV), schermati da pozzetti di piombo e collegati a PC, calibrati con sorgente multigamma e dotati di programma di elaborazione spettri (GAMMAVISION 6.07 – ORTEC). I campioni, pesati ed omogeneizzati e, laddove necessario (suoli), setacciati, sono stati introdotti in contenitori "Marinelli beaker" della capacità di 1-2 L, oppure in contenitori cilindrici di capacità inferiore. Le determinazioni di Sr90, che hanno interessato solo alcuni campioni di latte, supposto l'equilibrio radioattivo con il figlio Y90, sono state eseguite impiegando metodiche interne che prevedono successive separazioni radiochimiche (disgregazione ad umido del campione, estrazione e separazione dello Sr90 da altri radionuclidi interferenti, mediante eluizione su resina a scambio ionico, separazione dal campione del radionuclide figlio Y90) e la preparazione di un precipitato (ossalato di ittrio) raccolto su piattello da sottoporre a conteggio beta tramite un contatore proporzionale a basso fondo (fondo circa 0.06 cps) ASPN mod. 2011.

## Risultati delle misure e loro elaborazione

La fig. 2 rappresenta la distribuzione dei campioni analizzati rispetto alle province di prelievo. Risulta evidente come, nelle province di Cecersk e Narovlya, la scarsità dei campioni prelevati negli anni 2009 e 2010 non consente certamente di soddisfare gli obiettivi conoscitivi previsti dalla Convenzione.

### *a) Matrici alimentari e ambientali*

Dai risultati delle analisi attualmente svolte, relative al biennio di campionamento 2009-2010, emerge che le matrici alimentari che mediamente presentano contaminazioni superiori, escludendo la matrice funghi, risultano essere il latte e la carne; nello specifico la contaminazione da Cs137 in un campione di latte vaccino ed in un campione di carne suina è risultata infatti superiore a 100 Bq/l-kg.

La contaminazione da Cs137 rilevata nei numerosi campioni di acqua potabile analizzati è risultata invece generalmente inferiore alla minima attività rilevabile (pari a circa 0.1-0.2 Bq/l); solo in alcuni campioni si sono riscontrate "tracce" di Cs137 con valori comparabili alla minima attività rilevabile.

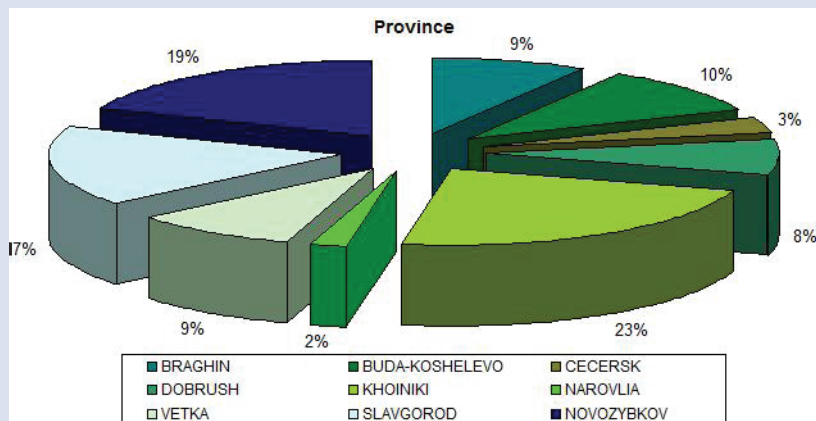


Figura 2. Distribuzione dei campioni analizzati rispetto alle province di prelievo.

La contaminazione da Sr90 nei sette campioni attualmente analizzati è risultata sempre superiore alla minima attività rilevabile, ovvero a circa 0.01 Bq/l, con un valore massimo pari a circa 4 Bq/l. Le fig. 3 e 4 rappresentano la contaminazione da Cs137 nel latte vaccino e nella carne suina analizzati in relazione alla provincia di prelievo (i numeri entro le parentesi corrispondono ai campioni effettuati). La contaminazione da Cs137 nella matrice funghi ha raggiunto livelli significativi; in alcuni campioni si sono infatti rilevati valori superiori a 10000 Bq/kg peso fresco. La fig. 5 rappresenta

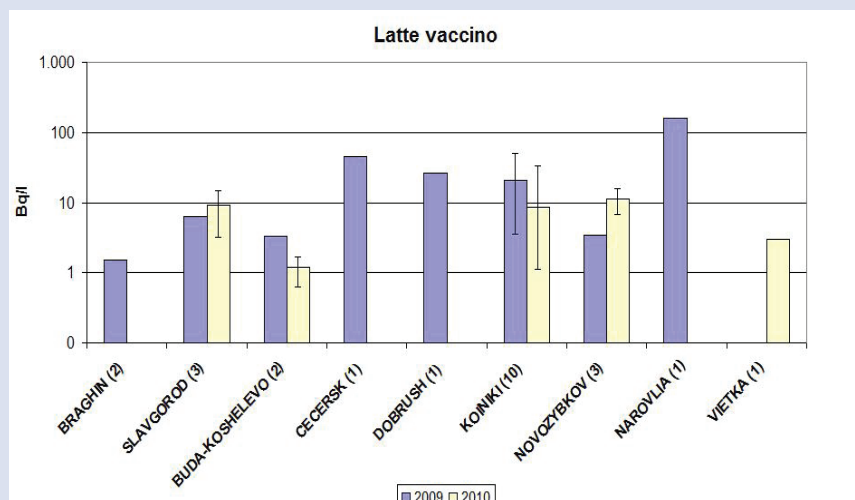


Figura 3. Contaminazione da Cs137 nel latte vaccino analizzato nelle diverse province.

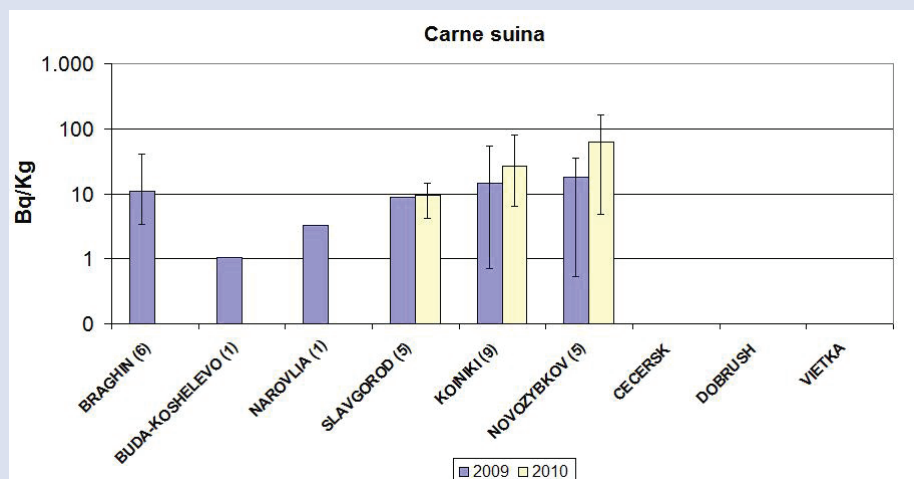
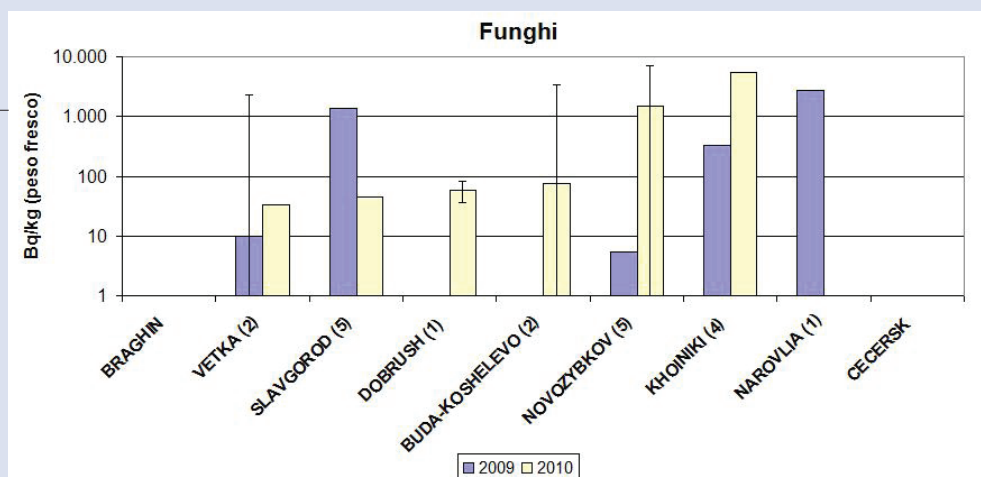


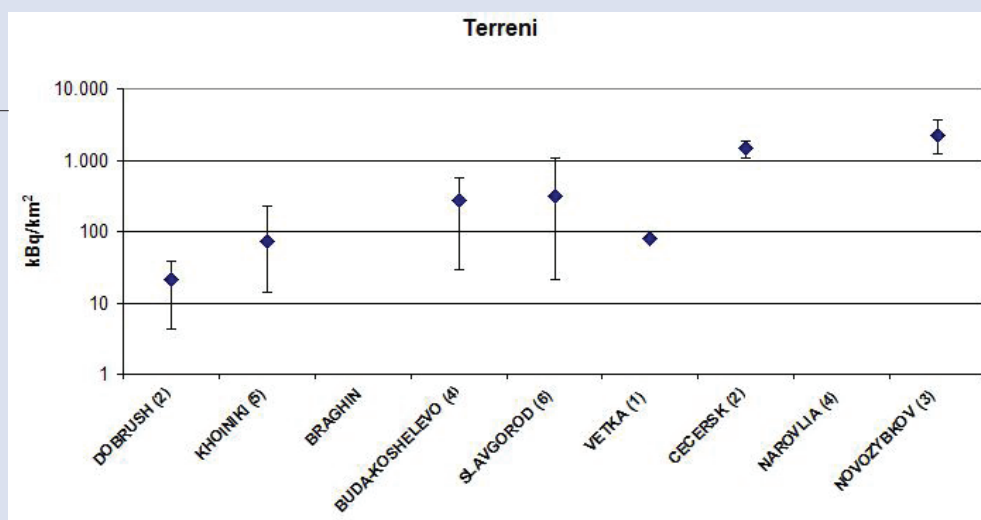
Figura 4. Contaminazione da Cs137 nella carne suina analizzata nelle diverse province.

Figura 5. Contaminazione da Cs137 nei funghi analizzati nelle diverse province.



la contaminazione da Cs137 nei funghi analizzati, sempre in relazione alla provincia di prelievo. Si rileva notevole variabilità; non risultano possibili considerazioni specifiche, dal momento in cui per la maggior parte dei campioni analizzati non risulta nota la specie campionata. Nei campioni di frutti di bosco (10) sottoposti ad analisi di spettrometria gamma, la contaminazione max. da Cs137 rilevata è risultata pari a circa 250 Bq/kg in un campione di lamponi. Nel 2010 sono stati altresì analizzati campioni di legname (sezioni di tronchi di betulle e pini cresciuti prima dell'incidente di Chernobyl) prelevati nelle province di Buda-Koshelevo, Khoiniki e Slavgorod: in un campione il Cs137 è risultato pari a circa 1000 Bq/kg.

Figura 6. Contaminazione da Cs137 nei terreni campionati nelle diverse province.



### b) Terreni

Relativamente alla Repubblica Bielorussa, i punti di campionamento sono stati scelti disponendo di mappe redatte con dettaglio provinciale fornite da colleghi del Centro Repubblicano di Controllo delle Radiazioni e Monitoraggio Ambientale (RCRKM) di Minsk, riportanti la contaminazione del suolo da Cs137 al 1991. Si è cercato di campionare in zone con diversi livelli di contaminazione, dovendo però escludere aree poste nella "fascia rossa" (> 1480 kBq/m²), perché interdette tramite posti blocco che la rendono inaccessibile.

La contaminazione da Cs137 nei terreni campionati varia fra circa 5 – 3700 kBq/m² (vedi fig. 6), con notevoli variabilità nell'ambito della stessa provincia.

In alcuni campioni di terreno si è ancora riscontrata la presenza di Cs134.

## Stime di dose da ingestione assorbita dalla popolazione locale

Per poter eseguire una stima della dose assorbita dalla popolazione residente nelle diverse aree indagate dovuta all'ingestione di alimenti, si è cercato di acquisire informazioni relative alla struttura della dieta della popolazione interessata.

Il supporto degli operatori dell'Associazione di volontariato Verso Est Onlus ha consentito di ottenere una stima dei consumi medi per i principali alimenti della dieta della popolazione locale, ovvero bambini (7 – 12 anni) ed adulti (> 17 anni).

In funzione dell'importanza di tali alimenti si è quindi definito un numero minimo di campioni da prelevare in ogni provincia (considerati sufficienti a "fotografare" la reale situazione, tenendo altresì conto delle potenzialità analitiche del laboratorio ARPA), variabile da 3 a 5 (vedi tab. 1).

Alimento	Bambini (g/giorno)	Adulti (g/giorno)	Campioni per provincia (n°)
Latte (*)	150	200	5
Derivati del latte	40	40	3
Carne Suina	37	50	3
Carne Pollo	37	43	3
Pesce acqua dolce	22	28	3
Uova	18	25	3
Pane	45	100	3
Patate	120	200	5
Altri vegetali	140	200	5
Frutta	45	80	3
Frutti di bosco	100	150	5
Funghi	100	150	5
Acqua potabile (*)	1000	1500	5

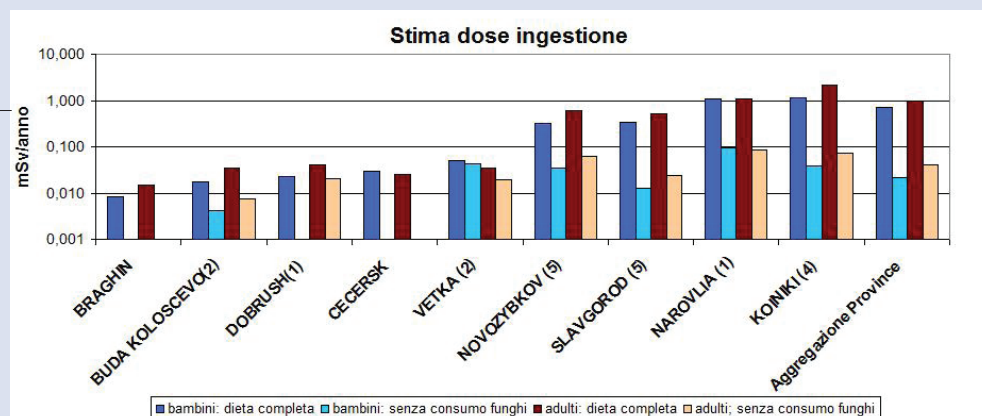
Attualmente solo nelle province di Khoiniki, Slavgorod e Novozybkov si è già riusciti a campionare il numero di campioni prefissato, mentre in quelle di Vetka, Dobrush, Braghin e Narovlya il numero di campioni prelevati è da ritenersi insufficiente ai fini della stima della dose da ingestione a livello delle diverse province.

I calcoli per la dose da ingestione sono stati effettuati:

- per il solo Cs137, in quanto attualmente ancora presente e diffuso nell'ambiente;
- considerando i valori medi delle concentrazioni del suddetto radionuclide nei vari alimenti; cautelativamente si sono considerati quali valori positivi anche le minime attività rilevabili ottenuti dalle analisi;
- secondo le indicazioni ed i coefficienti di dose del Manuale CEVaD "Emergenze nucleari e radiologiche – Manuale per le valutazioni dosimetriche e le misure ambientali" (ISPRA, 57/2010).

La fig. 7 riporta risultati preliminari delle valutazioni dosimetriche ottenuti con la metodologia sopra descritta, per i bambini e per gli adulti.

Figura 7. Dose da ingestione da Cs137 per le diverse province.



E' evidente l'importanza dell'alimento "funghi" soprattutto per l'elevato contenuto di Cs137 presente in diversi campioni analizzati.

Considerando l'insieme di tutti i dati, la stima della dose totale da ingestione di Cs137 risulta essere pari rispettivamente a circa 1000  $\mu\text{Sv}/\text{anno}$  per gli adulti e circa 700  $\mu\text{Sv}/\text{anno}$  per i bambini e si riduce rispettivamente a circa 40  $\mu\text{Sv}/\text{anno}$  per gli adulti e a circa 20  $\mu\text{Sv}/\text{anno}$  per i bambini se non si considera il contributo dell'alimento "funghi".

La disaggregazione dei dati a livello di singola provincia, in particolare relativamente alle sole province in cui è già stato possibile prelevare il numero minimo di campioni (Khoyniki, Slavgorod e Novozybkov) non consente di evidenziare differenze significative.

## Conclusioni

La contaminazione da Cs137 negli alimenti analizzati, ad esclusione dei funghi, pur rimanendo al di sotto delle tolleranze massime fissate ad esempio dal Regolamento Comunitario 733/2008 relativo alle condizioni d'importazione di prodotti agricoli originari dei paesi terzi a seguito dell'incidente verificatosi nella centrale nucleare di Chernobyl (370 Bq/kg per i prodotti lattiero-caseari e derrate alimentari destinati all'infanzia e 600 Bq/kg per tutti gli altri prodotti, per la somma di Cs134 e Cs137), evidenzia in alcuni campioni la persistenza della contaminazione radioattiva derivante dall'incidente di Chernobyl. In diversi campioni di funghi analizzati si sono infatti riscontrati valori di Cs137 ampiamente superiori al limite imposto dal Regolamento sopra riportato.

La variabilità della contaminazione è generalmente elevata anche nell'ambito della stessa provincia. Le stime preliminari di dose da ingestione da Cs137 sono dell'ordine di alcune decine di  $\mu\text{Sv}/\text{anno}$  se si esclude il consumo di funghi, ovvero circa uno-due ordini di grandezza inferiore al limite di 1 mSv/anno fissato dalla normativa per la popolazione; considerando invece il consumo di tale alimento le dosi da ingestione possono raggiungere tale limite.

- R. Sogni, L. Gaidolfi, A. Gazzola, L. Achilli, C. Terzoni - *ARPA Emilia Romagna in Bielorussia: i controlli radiometrici effettuati nelle zone interessate dall'incidente di Chernobyl* – Atti del Convegno Nazionale “Controllo ambientale degli agenti fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti” – ARPA Piemonte - 24-27 marzo 2009 Vercelli.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000 *Report to the General Assembly*, Vol. II SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, with scientific annexes.
- ISPRA Manuale CEVaD *Emergenze nucleari e radiologiche* – Manuale per le valutazioni dosimetriche e le misure ambientali ISPRA, 57/2010 Roma





# Monitoraggio della radioattività in matrici e indicatori ambientali, prelevati nel territorio Biellese (2006-2010)

*C. Brini<sup>(\*)</sup>, L. Sala<sup>(\*)</sup>, M. Magnoni<sup>(+)</sup>, B. Bellotto<sup>(+)</sup>, S. Bertino<sup>(+)</sup>, M. Ghione<sup>(+)</sup>, E. Serena<sup>(+)</sup>, R. Tripodi<sup>(+)</sup>*

<sup>(\*)</sup> Servizio Sanità Pubblica Veterinaria ASL di Biella

<sup>(+)</sup> Arpa Piemonte - Dipartimento Radiazioni

In questo lavoro vengono esposti i risultati di un piano di campionamento straordinario, concordato con il Dipartimento Radiazioni di Arpa Piemonte, effettuato dal Servizio di Sanità Pubblica e Veterinaria dell'ASL di Biella (SSPV), negli anni dal 2006 al 2010. I campioni andavano ad integrare il Programma di Monitoraggio Regionale, stabilito nell'ambito della Rete Nazionale per il controllo della radioattività ambientale, coordinata dall'ISPRA. L'integrazione trovava giustificazione in due motivi di interesse: 1) l'ampliamento della conoscenza della situazione radiologica di un territorio che, anche a distanza di più di 20 anni dall'incidente di Chernobyl, presenta ancora livelli di radioattività artificiale apprezzabili e decisamente al di sopra delle medie regionali e nazionali, costituendo quindi uno dei pochi luoghi nei quali è ancora possibile eseguire studi sul trasferimento della radioattività dal terreno alle varie biocenosi e alla catena alimentare; 2) l'investigazione più da vicino delle connessioni esistenti tra i livelli di contaminazione dei vari comparti ambientali (in particolare, il suolo) e la filiera foraggio-prodotti di origine animale. Il piano di campionamento è stato completato infatti anche con alcuni campionamenti mirati di suolo, nelle aree più interessanti in termini di ricaduta radioattiva.

Le finalità di questo studio sono, oltre a quelle più generalmente conoscitive dello stato ambientale, quelle di fornire indicazioni utili per la stesura di protocolli di intervento che, individuando le aree e gli insediamenti produttivi più vulnerabili, coinvolgano e integrino le attività dei Servizi Veterinari della AASSLL e delle strutture tecniche di monitoraggio della radioattività (ARPA).

[Per ulteriori informazioni](#)

ASL di Biella, Servizio Sanità pubblica veterinaria, via don Sturzo 20, 13900 Biella (BI)  
ARPA Piemonte, Dipartimento Radiazioni, via Jervis, 30, 10015 Ivrea (TO).

# Radioattività in matrici ambientali e alimentari nella Provincia di Belluno

F. Scalari, V. Soppelsa *Ulss n. 1 Belluno*  
L. Pasquini, F. David *Arpav Dip. Belluno*

Il dipartimento Provinciale ARPAV di Belluno (precedentemente l'Ulss n. 1 di Belluno) insieme agli altri dipartimenti Arpav Provinciali fa parte della rete di monitoraggio Nazionale della radioattività ambientale.

Dagli anni '90 ad oggi sono state eseguite delle misure di spettrometria  $\gamma$  con rivelatore al germanio iperpuro su campioni alimentari di produzione locale e su campioni di tipo ambientale.

I principali tipi di campioni della rete di monitoraggio analizzati dal dipartimento Provinciale Arpav di Belluno sono il latte fresco pastorizzato, la carne bovina e dal '97 il particolato atmosferico campionato giornalmente con pompa ad alto volume.

Si riassumono inoltre le misure di spettrometria  $\gamma$  eseguite su campioni provenienti da latterie, malghe e pascoli alpini dell'Agordino che forniscono dei prodotti con maggiore concentrazione di  $^{137}\text{Cs}$  rispetto a quelli provenienti dalla val belluna.

## Misure di spettrometria $\gamma$ su campioni della rete di monitoraggio

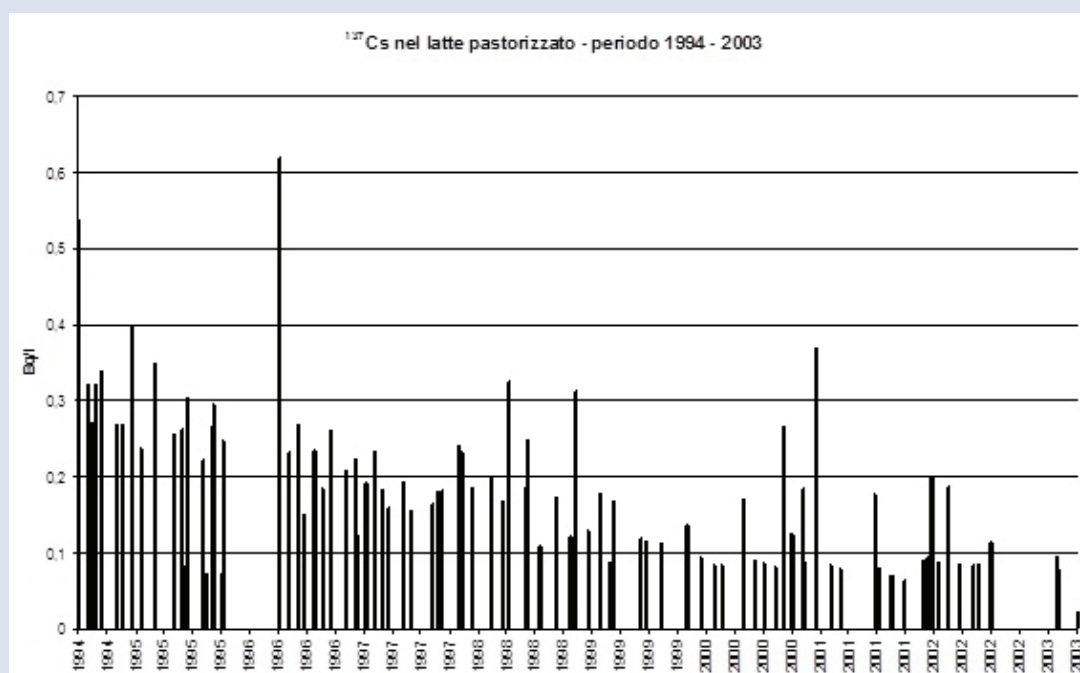
Si riportano alcune rappresentazioni grafiche rappresentative delle matrici analizzate.

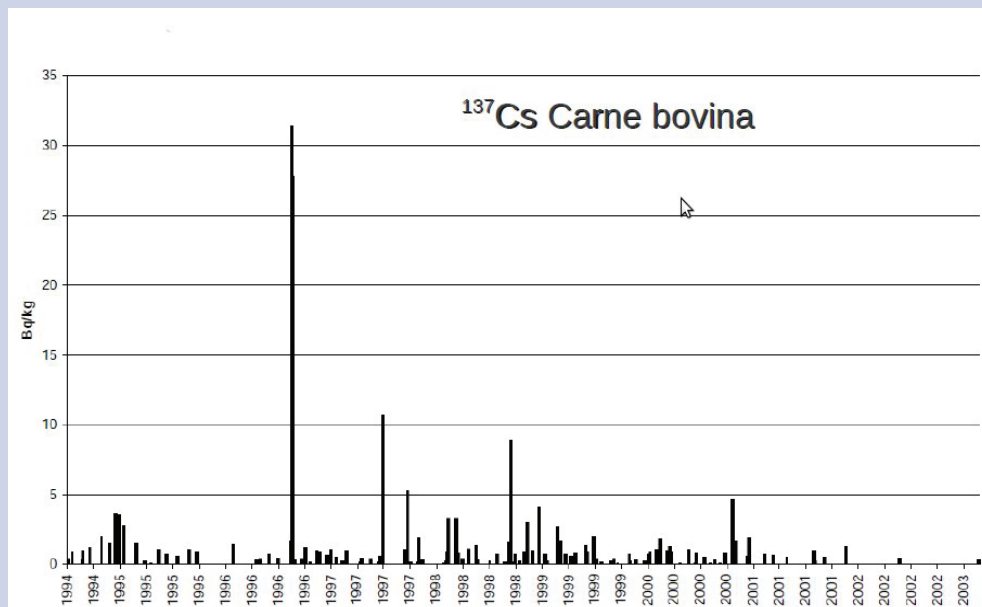
Il grafico relativo alla concentrazione del  $^{137}\text{Cs}$  nel latte riguarda i campioni provenienti dal maggiore distributore di latte locale; in questo grafico viene evidenziato come fino al 2003 è stato possibile rilevare la presenza di  $^{137}\text{Cs}$ , anche se in concentrazioni molto basse.

Successivamente in questo tipo di campioni i valori sono risultati inferiori alla minima attività rilevabile  $\sim 0,1$  Bq/l.

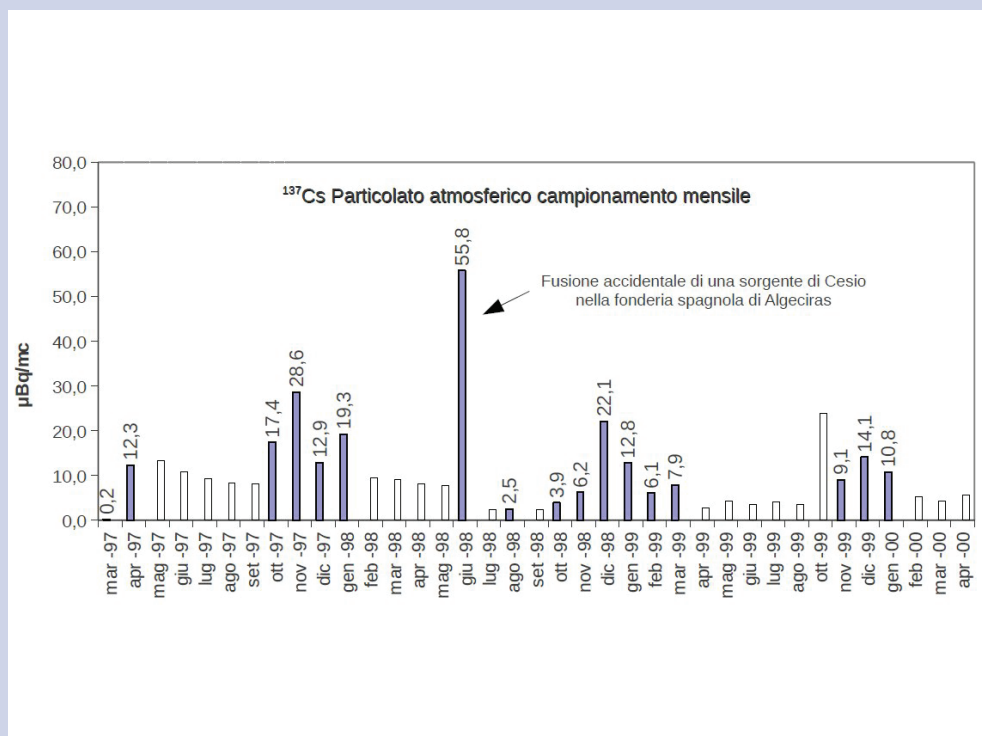
Una considerazione analoga si può fare per i campioni di carne bovina che hanno fornito valori rilevabili fino al 2003 e successivamente quasi sempre inferiori al limite di rilevabilità.

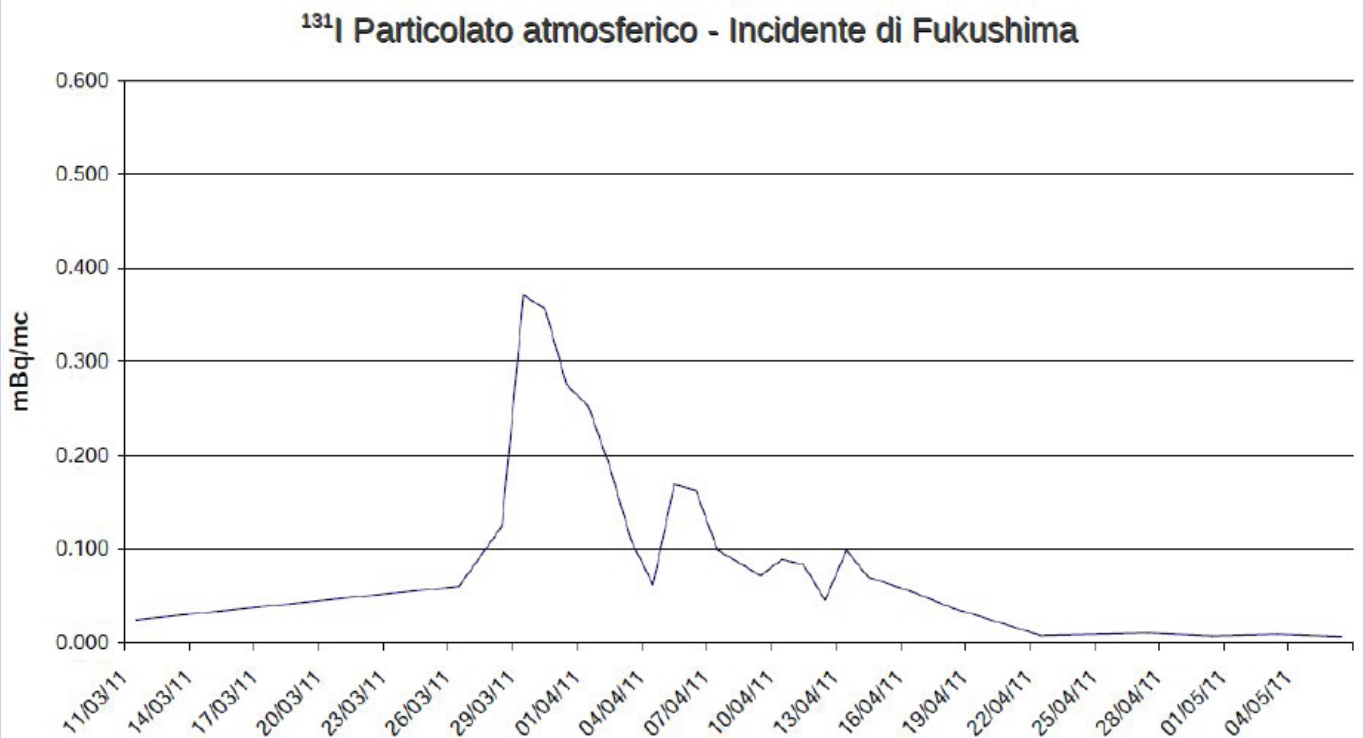
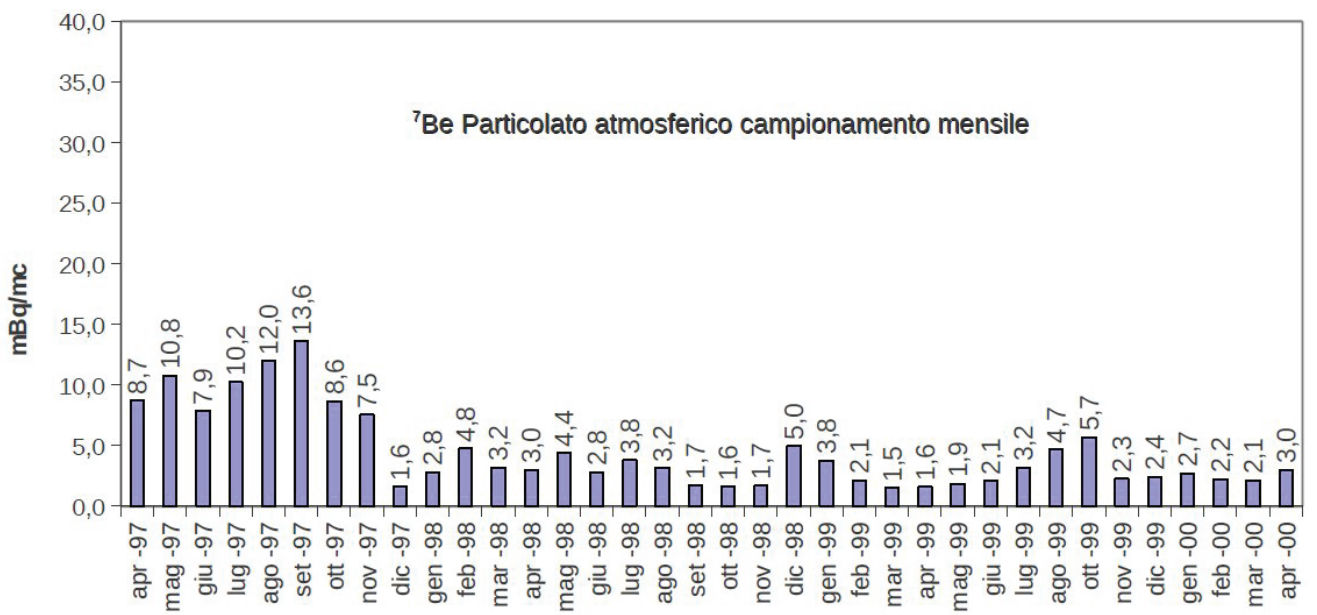
Per il particolato atmosferico, che viene campionato con continuità dal '97 fino ad oggi, è stato

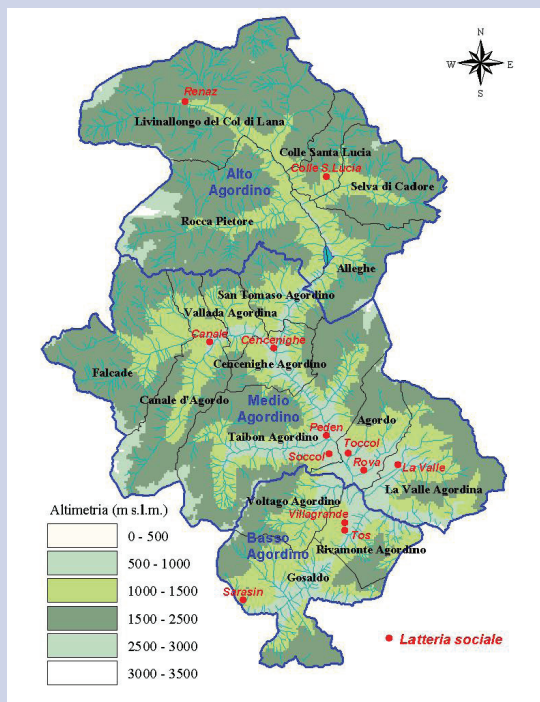




riportato un grafico rappresentativo della misura sui filtri relativi a un campionamento mensile che evidenzia l'anomala concentrazione di <sup>137</sup>Cs a seguito della fusione accidentale di una sorgente di Cesio nella fonderia spagnola di Algeciras . Negli stessi campioni del particolato atmosferico viene rilevata la presenza del radioisotopo naturale <sup>7</sup>Be per il quale viene riportato come esempio il valore rilevato mensilmente. In seguito all'incidente di Fukushima, sul particolato atmosferico è stata rilevata la presenza di <sup>131</sup>I e si riportano i valori riscontrati nei filtri giornalieri nel periodo di maggiore attività.







## Monitoraggio della radioattività ambientale nelle valli Agordine: concentrazione di $^{137}\text{Cs}$ nei prodotti lattiero-caseari e nelle matrici correlate.

Con la collaborazione del Distretto Ulss n.1 Settore Veterinario di Agordo, sono state eseguite delle misure su campioni ripetuti nel tempo provenienti da latterie, malghe e pascoli alpini dell'Agordino.

Queste zone, pur non presentando delle grandi realtà produttive, forniscono importanti prodotti che entrano nella catena alimentare e sembrano presentare una maggiore persistenza di  $^{137}\text{Cs}$  rispetto ai prodotti provenienti da aree utilizzate per l'agricoltura intensiva della val belluna. Nei grafici riportati vengono riassunte le concentrazioni di  $^{137}\text{Cs}$ , nel latte e nei fieni-erba utilizzati per alimentare il bestiame da cui derivano questi alimenti.

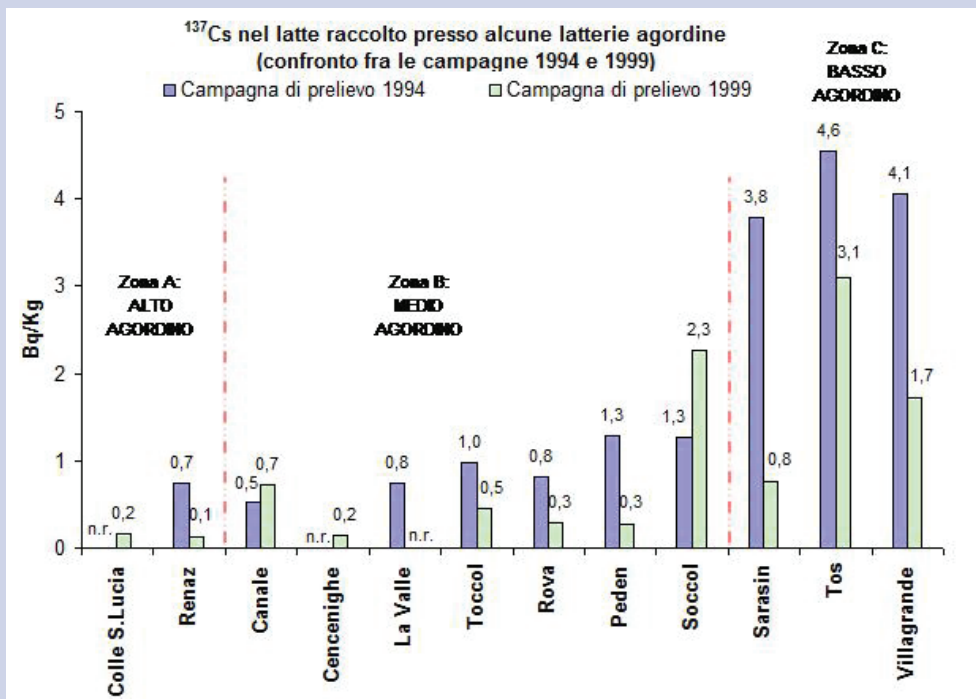
I dati riportati si riferiscono a due campagne sistematiche (nel 1994 e nel 1999) di raccolta e misura di campioni delle diverse matrici, a cui si aggiungono alcune serie di campionamenti eseguiti nel 1991, -1998, 2000 e 2007 .

### a) Latterie di media e bassa quota

Le latterie presenti nell'Agordino sono localizzate nei paesi di fondo valle e l'alimentazione dei relativi bovini è principalmente costituita da fieno . Utilizzando i campioni afferenti a questa attività produttiva è stato possibile caratterizzare i prodotti relativi al territorio di media e bassa quota.

E' da rilevare che dai risultati di questo monitoraggio si sono individuate tre zone geografiche, alto, medio e basso Agordino dove i campioni presentano una certa omogeneità.

Dall'analisi dei vari tipi di campioni si è osservato che la distribuzione geografica e l'andamento temporale del  $^{137}\text{Cs}$  nelle varie matrici sono coerenti con quanto riscontrato per i fieni: le latterie del basso Agordino presentano concentrazioni di  $^{137}\text{Cs}$  mediamente maggiori rispetto a quelle dell'alto e medio Agordino. (diagramma in alto pagina a fronte)

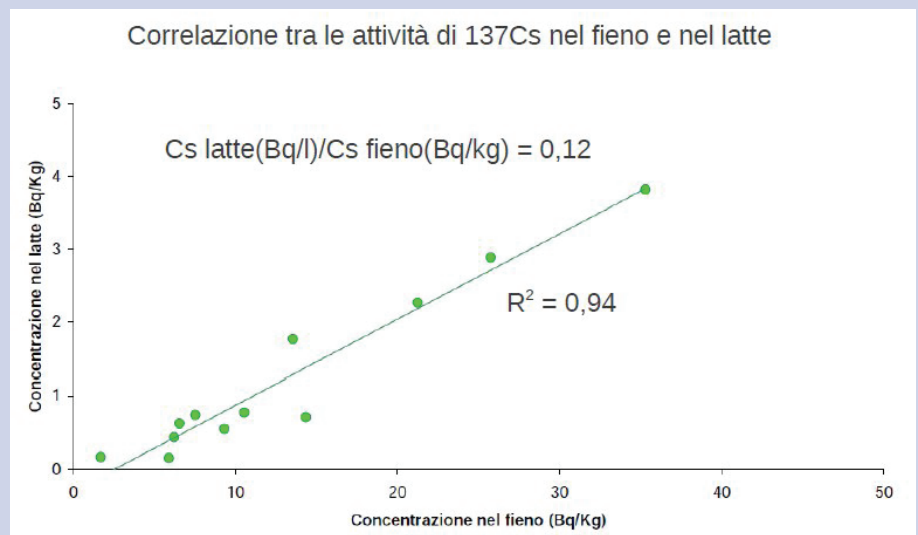


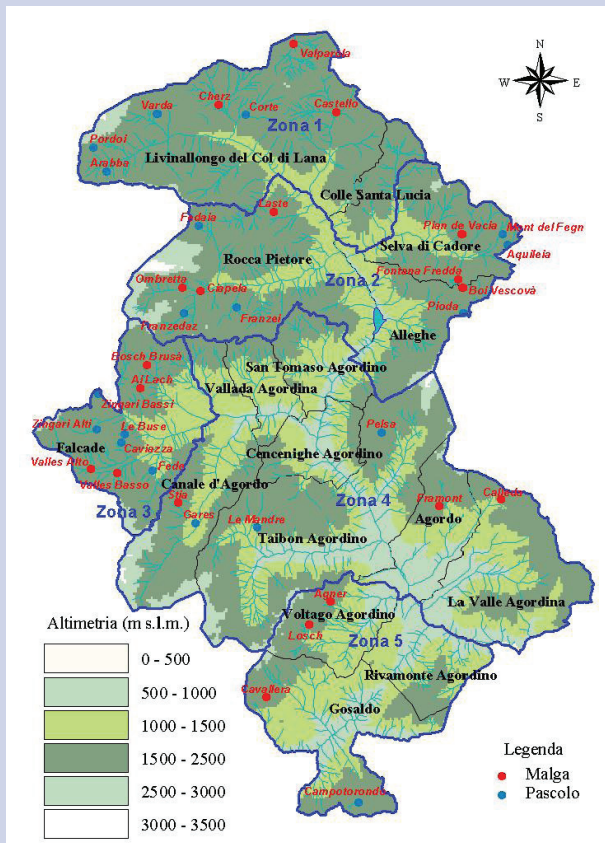
### b) Concentrazione fieno/latte

Si è rilevata una buona correlazione lineare tra la concentrazione del <sup>137</sup>Cs nei fieni e nei prodotti lattiero-caseari nei diversi anni ed in particolare si è osservata una sostanziale omogeneità nei risultati per il fieno e per il latte; questo ha reso possibile stimare un grado di correlazione fra i livelli di radioattività delle due matrici. Il grafico della concentrazione di <sup>137</sup>Cs nel latte in funzione della concentrazione di <sup>137</sup>Cs nel fieno per le diverse latterie evidenzia un coefficiente di correlazione di 0,98 e un rapporto medio fra le due concentrazioni di 0,12.

### c) Malghe di alta quota

L'economia agricolo-zootecnica dell'Agordino svolge una parte importante della sua attività nell'alpeggio che rappresenta un punto nodale attorno a cui ruota la vita economica-agricola del territorio. Il turismo montano estivo ha trovato nella malga un punto di riferimento per il desiderio di scoprire una tradizione e per la ricerca di prodotti tipici. Le malghe alpine rappresentano quindi un punto di raccordo tra la vita agricola montana e le esigenze di un turismo moderno. Da queste considerazioni nasce l'interesse di un monitoraggio della radioattività ambientale





per i prodotti delle malghe che entrano nel ciclo alimentare. Nelle malghe l'alimentazione del bestiame è costituita prevalentemente dall'erba dei pascoli. In loco il latte viene poi lavorato per produrre gli alimenti tipici come formaggio, ricotta, ecc.

Nell'arco di circa un decennio sono state interessate dal campionamento 19 malghe e 16 pascoli di alta montagna. In particolare in cinque differenti campagne di misura sono stati prelevati campioni di erba di pascolo e, dove disponibili, di latte crudo o siero di latte derivanti dall'attività di malga (1993, 1994, 1995, 1998 e 1999). Nei restanti anni (1991, 1992, 1996 e 1997) sono stati eseguiti prelievi di latte o siero nelle principali malghe del territorio. Infine nell'estate del 2000 e del 2002 sono state eseguite alcune misure mirate per meglio definire le situazioni precedenti.

Dai dati raccolti si è rilevato che per i campioni di erba si è ottenuta una certa variabilità nel corso degli anni. Questa variabilità può essere in parte dovuta al diverso contenuto in acqua dei campioni di erba analizzati ed a cause intrinseche dovute ad esempio al diverso andamento stagionale: una copertura nevosa più prolungata può comportare una diversa crescita e composizione della vegetazione nel periodo dell'alpeggio. Inoltre il  $^{137}\text{Cs}$  disponibile nel terreno in punti diversi della stessa malga presenta notevoli fluttuazioni riconducibili alla tipica orografia disomogenea degli ambienti montani di alta quota.

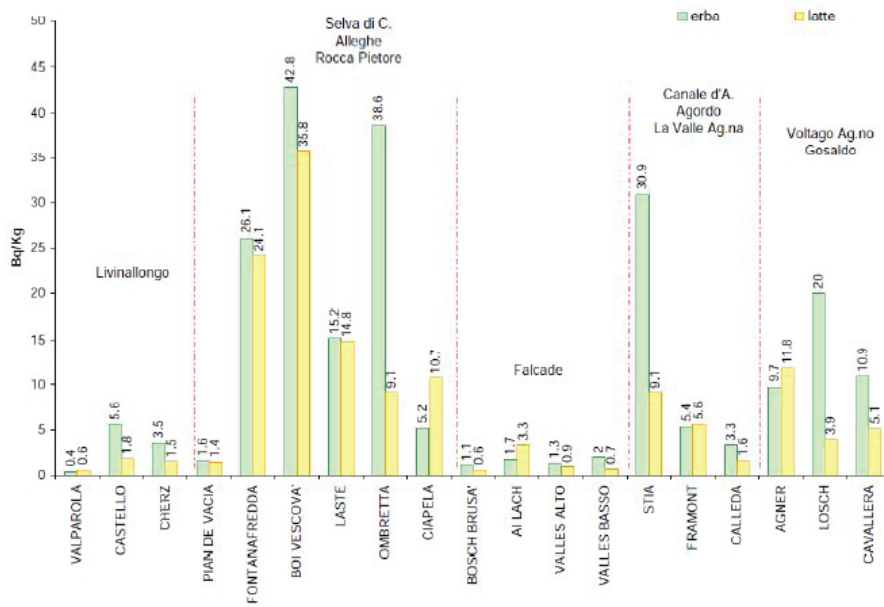
Si sono comunque individuate 5 zone dell'Agordino che presentano delle concentrazioni omogenee e che sono in parte risultate in controtendenza rispetto ai valori rilevati nei rispettivi fondovalle: le malghe della zona n. 2, che si trovano nell'alto Agordino hanno fornito mediamente i valori più elevati mentre nel fondovalle la zona che ha fornito i valori maggiori è stata quella del basso Agordino. La zona n. 1 collocata geograficamente nell'alto Agordino è allineata alla minore presenza di  $^{137}\text{Cs}$  nel corrispondente fondo valle. (pagina a fronte figura in alto)

La disponibilità di  $^{137}\text{Cs}$  per altri tipi di campioni è risultata molto disomogenea. Ad esempio si riportano i valori ottenuti nella campagna di misura dei mieli eseguita nel 1998. Nella rappresentazione grafica vengono riportati consecutivamente i campioni provenienti da località limitrofe evidenziando come zone vicine possono presentare concentrazioni molto diverse. (pagina a fronte figura in basso)

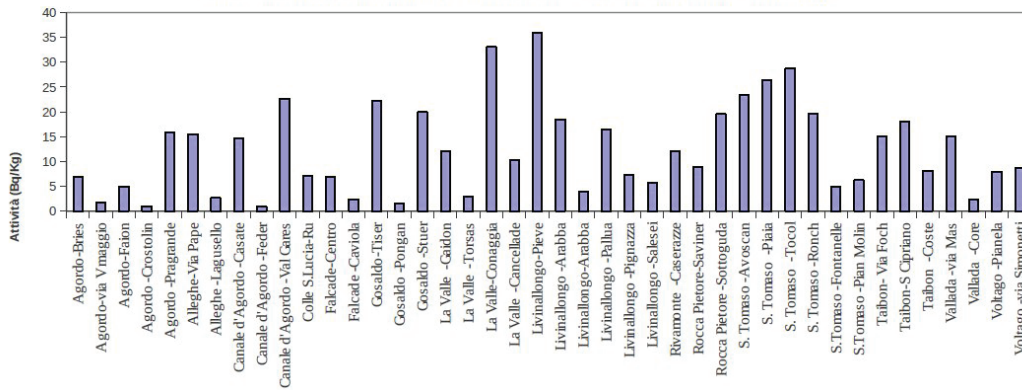
I campionamenti eseguiti nell'Agordino hanno permesso di individuare alcuni contesti in cui matrici ambientali ed alimentari presentano una certa omogeneità associabile a macro aree territoriali, mentre per altre matrici la disponibilità di  $^{137}\text{Cs}$  assume un carattere di variabilità non direttamente associabile a zone geografiche estese.



<sup>137</sup>Cs in campioni prelevati in malghe agordine, ordinati secondo 5 macrozone (media su campioni 1991 -2000)



<sup>137</sup>Cs in campioni di miele prelevati presso apiari dell'Agordino nel 1998





# Distribuzione e migrazione in profondità del $^{137}\text{Cs}$ nel suolo del FVG

C. Giovani\*, M. Garavaglia\*, L. Piccini\*, P. Di Marco\*, E. Scruzzi\*, F. Del Maschio°

\*S O S Fisica Ambientale ARPA FVG

°Università degli Studi di Trieste, dipartimento di Geoscienze

In seguito ai test nucleari, svolti in tutto il mondo a partire dagli anni '50, e dopo l'incidente di Chernobyl del 1986, la concentrazione di  $^{137}\text{Cs}$  nel suolo della regione Friuli Venezia Giulia ha raggiunto valori rilevanti, per quanto disomogenei: ciò rende di particolare interesse sia un costante monitoraggio dell'attività complessiva residua, sia un'analisi della migrazione del cesio in profondità. Nel presente studio si è svolto innanzitutto un confronto tra l'attuale

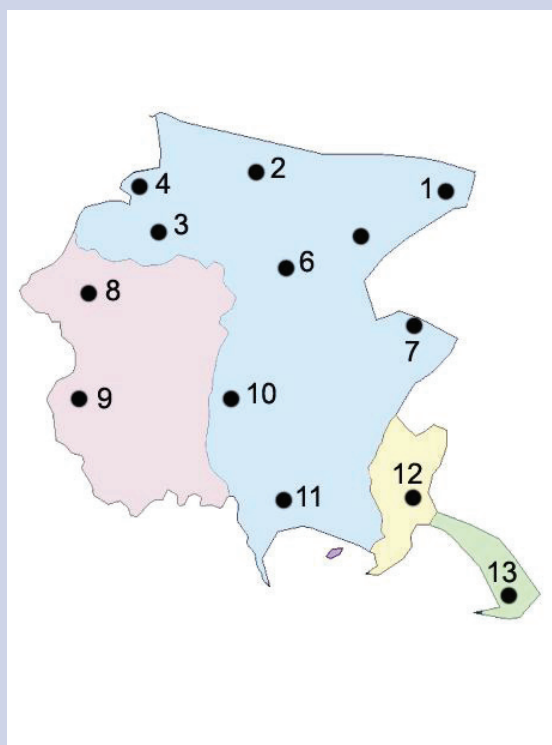


Figura 1. Localizzazione delle tredici sezioni di misura in regione.

	località	comune	quota slm (m)
1	Fusine	Tarvisio	1.350
2	Castel Val D'Ajer	Ligosullo	1340
3	Passo Pura	Ampezzo	1472
4	Pian di Casa	Prato Carnico	1088
5	Resia	Resia	430
6	Gemona	Gemona	280
7	Matajur	Savogna	942
8	Claut	Claut	598
9	Polcenigo	Polcenigo	40
10	Flaibano	Flaibano	105
11	Muzzana	Muzzana	10
12	Doberdò del Lago	Doberdò Del Lago	315
13	TS (Borgo Grotta Gigante)	Trieste	286
	TS (Basovizza)		312

distribuzione delle zone maggiormente contaminate e i valori derivanti da precedenti campagne di misura. Inoltre, si è confrontata la reale distribuzione verticale del cesio nel suolo con quella prevista dal cosiddetto modello a compartimenti, per verificare l'effettiva validità del modello e individuare i fattori che determinano eventuali scostamenti e anomalie. Sono stati considerati i dati provenienti da 13 stazioni di misura in regione (figura 1), monitorate tra il 1987 e il 2010 e campionate in media ogni 4-5 anni. Per ciascuna stazione sono stati considerati i 30 cm più superficiali di suolo in due siti di misura, uno prativo e uno boschivo, per complessivi 26 punti di campionamento. Lo strato di suolo preso in esame è stato quindi suddiviso in 7 compartimenti a profondità crescenti, analizzati singolarmente. La distinzione tra suoli prativi e boschivi ha permesso di svolgere una serie di osservazioni riguardanti l'influenza della

vegetazione sulla distribuzione del cesio, in primo luogo per effetto della ciclicità del ricambio fogliare in corrispondenza al quale, negli anni immediatamente successivi al 1986, si osserva un ulteriore apporto di radionuclidi al suolo. Si è inoltre cercata un'eventuale correlazione tra i tempi di pseudoresidenza degli strati più superficiali e la quota sul mare della località di misura,

Figura 2. confronto tra la contaminazione dei suoli prativi misurata nel 1987 (sinistra) e le precipitazioni complessive rilevate in regione tra il 30 aprile e il 9 maggio 1986 (destra).

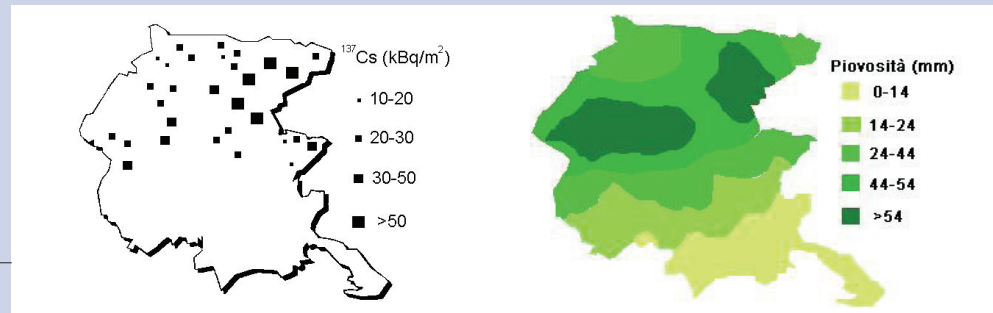
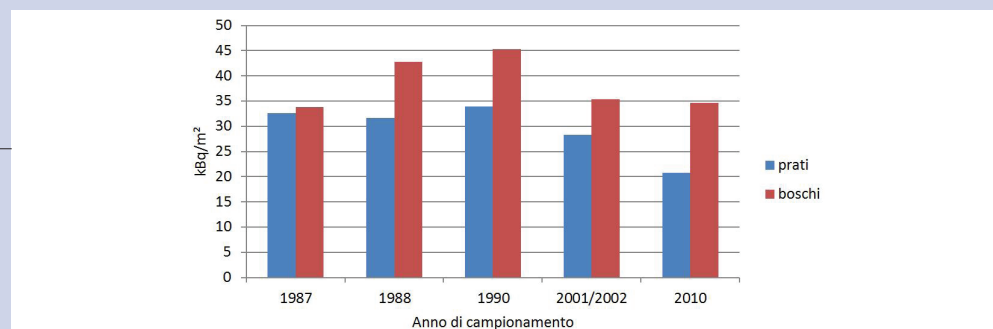


Figura 3- contaminazione complessiva media del suolo tra il 1987 e il 2010 (rif. 01/05/1986).



correlazione prevedibile sulla base delle differenti caratteristiche del suolo e degli agenti atmosferici cui è sottoposto.

### Siti di misura

Le 13 stazioni di misura sono state scelte tali da campionare l'intera superficie regionale con uniformità, comprendendo zone pianeggianti, collinari e montuose, costiere e dell'entroterra: questo permette di distinguere con maggiore semplicità i differenti fattori capaci di influenzare deposizione, distribuzione e migrazione del cesio. Come visibile in figura 2, i valori di contaminazione a un anno dall'evento di Chernobyl (1987), trovano ottima corrispondenza con la distribuzione della piovosità rilevata nei giorni in cui la nube ricca di contaminanti ha raggiunto la regione nei primi giorni di maggio 1986. I valori più elevati si osservano nel settore centro-settentrionale della regione, corrispondente alla porzione settentrionale della provincia di Udine e Pordenone. In queste zone le misure hanno fornito valori superiori a 50kBq/m<sup>3</sup>: si tratta di concentrazioni analoghe a quelle trovate in zone vicine dell'europa meridionale (Strebl et al., 1998).

### Contaminazione nel tempo

Nel grafico in figura 3 è riportato l'andamento della contaminazione complessiva media del suolo tra il 1987 e il 2010, distintamente per suoli prativi e boschivi. Non sono presenti i valori relativi alle misure del 2004, a causa dell'assenza dei dati per alcune delle località. L'elemento più rilevante è la crescita della contaminazione media registrata soprattutto nel 1988 per i suoli boschivi: questo è giustificabile con semplicità considerando il ricambio fogliare della vegetazione. Le foglie infatti, intercettando parte del fallout al momento della deposizione,

rilasciano il cesio al suolo nel momento del naturale ricambio. Ciò è ben visibile anche osservando l'evoluzione temporale della contaminazione dello strato più superficiale per le stazioni boschive di Claut e Gemona (figura 4, A e C). Nei grafici relativi alle corrispondenti stazioni prative (figure 4 B e D), invece, la contaminazione del primo compartimento decresce con continuità.

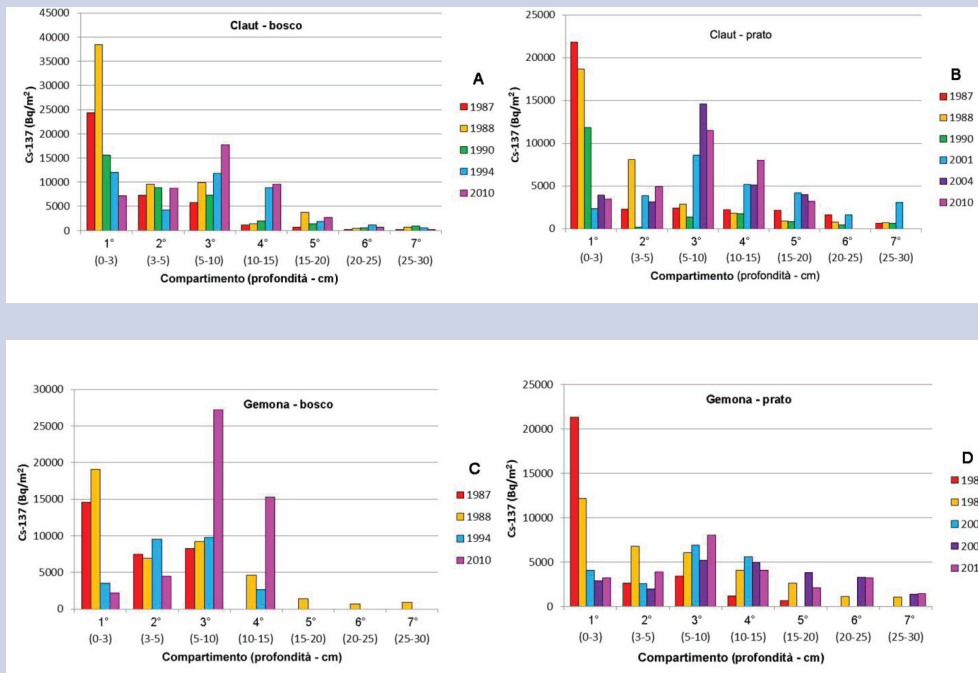


Figura 4. Serie temporali delle contaminazioni misurate nei suoli prativi e boschivi di due località scelte a titolo esemplificativo. Tutti i valori sono riferiti al 01/05/1986.

## Profilo verticale 2010

Come visibile nelle figure 5 e 6, i profili verticali di contaminazione misurati nel 2010 appaiono sostanzialmente differenti a seconda della specifica zona considerata. Il profili misurati a Claut sono quelli che meglio rappresentano una condizione ideale, in cui per effetto della progressiva

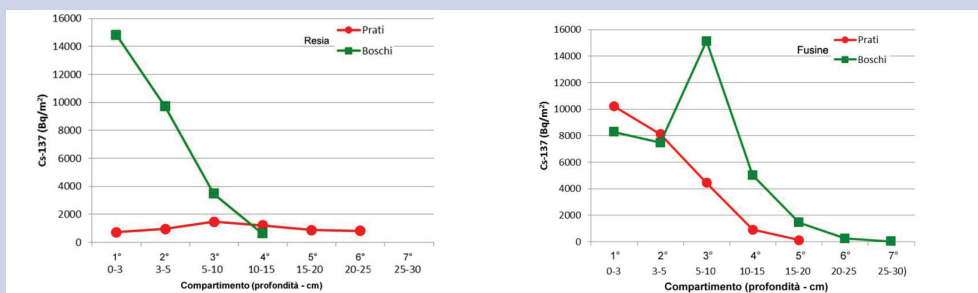


Figura 5. Profili verticali di contaminazione misurati nel 2010 nei suoli prativi di Resia e Fusine.

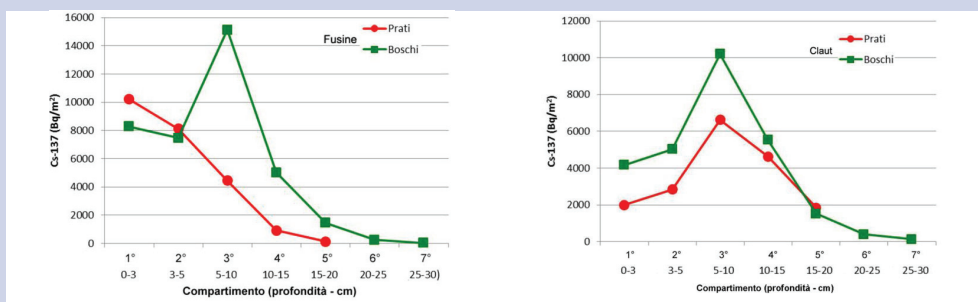


Figura 6. Profili verticali di contaminazione misurati nel 2010 nei suoli prativi e boschivi di Passo Pura e Claut.

migrazione del cesio in profondità i valori massimi si sono spostati dalla superficie al terzo compartimento (5-10 cm). Qualcosa di analogo si osserva per la stazione di Passo Pura, in cui però i valori massimi di contaminazione si osservano nel secondo compartimento (3-5 cm), indicando una minore velocità media dalla superficie verso profondità maggiori.

## Tempi di pseudoresidenza

La comprensione dei meccanismi legati alla migrazione dei radionuclidi nel suolo è di particolare importanza per il potenziale impatto radiologico sia nel breve sia nel lungo periodo. Una migrazione in profondità particolarmente lenta può determinare una disponibilità prolungata all'assorbimento da parte di specie vegetali con un apparato radicale superficiale. Viceversa, una migrazione più rapida fa sì che il radionuclide, oltre a diffondere in breve tempo nelle eventuali falde acquifere sotterranee, si renda disponibile all'assorbimento da parte delle specie vegetali dotate di un apparato radicale esteso in profondità con il conseguente impatto sulle dosi assorbite dall'intero ecosistema circostante.

La migrazione in profondità di un contaminante nel suolo può essere modellizzata con tecniche differenti. Un primo metodo, ampiamente utilizzato in letteratura (Konshin, 1992; Velasco et al., 1993; Toso e Velasco, 2001) consiste nel descrivere analiticamente i profili verticali di contaminazione con approccio matematico. Ciò può essere fatto numericamente mediante l'utilizzo di combinazioni lineari di funzioni di tipo esponenziale ( $C_{(x)} = C_o \cdot e^{(-ax)}$ ) o di tipo gaussiano ( $C_{(x)} = C_o \cdot \exp^{-(ax+x^2/b)}$ ), eventualmente con parametri a loro volta dipendenti dal tempo ( $a=a(t)$ ;  $b=b(t)$ ). Trattandosi di metodi puramente empirici e descrittivi, non spiegano i principi fisici alla base del fenomeno.

Un secondo approccio, che verrà qui seguito, non considera il profilo verticale di contaminazione in quanto tale, bensì suddivide il suolo in una serie di compartimenti a profondità crescente, per ciascuno dei quali viene considerata la contaminazione superficiale complessiva. Il numero di compartimenti e l'estensione verticale di ciascuno di essi vengono definiti sulla base delle caratteristiche del suolo esaminato, e risultano determinanti nel definire la risoluzione e quindi l'effettivo potere predittivo del modello. Fissata la deposizione iniziale in superficie, la migrazione in profondità del radionuclide viene quindi modellizzata considerando l'intensità del flusso da un compartimento a quello sottostante proporzionale alla contaminazione del compartimento di partenza (figura 7a). Analiticamente è conveniente numerare i compartimenti in ordine crescente dal più superficiale, definendo  $A_n$  l'attività ( $Bq/m^2$ ) di ciascun compartimento. Il sistema può essere così descritto con un semplice sistema di equazioni differenziali del primo ordine (figura 7b), formalmente identico a quello ben noto relativo a una catena di decadimenti, le cui soluzioni sono esprimibili analiticamente mediante la combinazione lineare di semplici funzioni esponenziali (figura 7c). Si tratta di un modello inizialmente ideato con l'obiettivo di non avanzare alcuna ipotesi a priori sul meccanismo di migrazione del radionuclide, ma che è stato in seguito dimostrato supporre un flusso di origine puramente convettiva con caratteristiche di dispersione già predefinite dal numero di compartimenti considerati e dalla loro estensione verticale (Kirchner, 1998). Questo non sminuisce tuttavia la validità del modello: il principale vantaggio rispetto all'approccio puramente matematico è la possibilità di attribuire caratteristiche differenti ai vari strati di suolo. Nel modellizzare con un'unica funzione il profilo verticale nella sua completezza (o perlomeno fino a una certa profondità) si è necessariamente costretti a considerare le proprietà "medie" del suolo nella porzione in esame, il che contrasta con la finalità stessa della modellizzazione.

Nelle funzioni che rappresentano le soluzioni del sistema di equazioni differenziali le incognite

sono rappresentate dai coefficienti di trasferimento  $k_i$ , dai quali è possibile ricavare i "tempi di pseudoresidenza" ( $T_i = \ln(2)/k_i$ ), che rappresentano il tempo di permanenza medio del radionuclide nel relativo compartimento. La tecnica utilizzata per il calcolo dei  $k_i$  è stata quella di interpolare i dati disponibili con le soluzioni analitiche note, a partire dallo strato più superficiale. Ciò permette di avere inizialmente un solo parametro libero per ciascuna funzione  $A_i(t)$  da interpolare, per reiterare eventualmente fit successivi e rendere il più possibile compatibili tra loro i valori ottenuti per ciascun compartimento.

Entro lo spessore considerato per l'applicazione del modello (10 cm), la suddivisione del suolo in compartimenti è stata svolta secondo due differenti modalità: inizialmente i primi 10 cm di suolo sono stati suddivisi in 3 compartimenti (1°: 0-3 cm; 2°: 3-5 cm; 3°: 5-10 cm), seguendo la modalità con cui sono state svolte le misure; in seguito i primi 5 cm sono stati riuniti in un unico compartimento (scelta quest'ultima più frequente in letteratura). La possibilità di confrontare i tempi di pseudoresidenza nei due casi è particolarmente utile per valutare l'esistenza di un'influenza diretta degli agenti atmosferici sulla migrazione del cesio.

La scelta di considerare esclusivamente i primi 10 cm di suolo è dovuta all'impossibilità di ottenere, per gli strati più profondi, interpolazioni con una significatività soddisfacente. Per profondità superiori a 10 cm il modello a compartimenti si dimostra infatti scarsamente adatto a rappresentare il fenomeno, a causa della molteplicità di fattori, difficilmente quantificabili, che possono subentrare (repentine variazioni nella composizione del suolo; presenza di acqua o strati parzialmente impermeabili; differente attività biologica, etc.). Analogamente, non è stato possibile applicare il modello ai suoli boschivi, poiché ciò avrebbe richiesto una modifica alle equazioni in figura 7b, tale da rappresentare una deposizione di cesio anche successiva a quella iniziale e giustificare quindi l'apporto al suolo derivante dal ricambio fogliare di cui si è già discusso.

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dA_1}{dt} = -k_1 A_1 \\ \frac{dA_2}{dt} = k_1 A_1 - k_2 A_2 \\ \dots \\ \frac{dA_i}{dt} = k_{i-1} A_{i-1} - k_i A_i \\ \dots \\ \frac{dA_7}{dt} = k_6 A_6 - k_7 A_7 \end{array} \right.$$

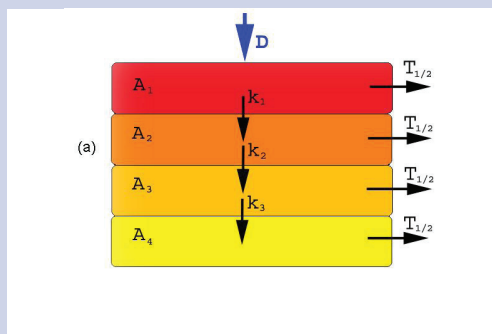


Figura 7. Il modello a compartimenti: Sinistra (a) a seguito di una deposizione  $D$  in superficie, il cesio migra in profondità determinando per ciascuno strato un'attività  $A_i$ . Sotto il sistema di equazioni differenziali che descrive il modello a compartimenti (b) e la rispettiva soluzione analitica (c).

$$\left\{ \begin{array}{l} A_1(t) = A_1(0)e^{-k_1 t} \\ A_2(t) = A_1(0) \frac{k_1}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) \\ A_3(t) = A_1(0) k_1 k_2 \left[ \frac{e^{-k_1 t}}{(k_2 - k_1)(k_3 - k_1)} + \frac{e^{-k_2 t}}{(k_3 - k_2)(k_1 - k_2)} + \frac{e^{-k_3 t}}{(k_1 - k_3)(k_2 - k_3)} \right] \\ \dots \end{array} \right.$$

Tabella 8. Tempi di pseudoresidenza (anni) per i primi tre strati più superficiali. Valori relativi alle sole stazioni prative. L'incertezza sui singoli valori e da considerare del 50%.

	primo	secondo	terzo	primo+secondo
Passo Pura	4.7	7.9	2.3	21.1
Polcenigo	11.2	10.1	6.2	5.6
Resia	8.3	5.0	5.6	7.2
Fusine	3.1	20.2	-	-
Gemona	11.5	3.6	8.1	8.5
Claut	6.0	6.9	13.9	7.7
Flaibano	4.4	2.9	10.9	9.1
Muzzana	12.2	-	-	12.6

In tabella 8 sono riportati i valori trovati per i tempi di pseudoresidenza dei primi tre compartimenti di 8 stazioni prative. Data la peculiarità dei dati su cui sono state svolte le interpolazioni (ricavati da misure affette da un'errore intrinseco elevato) l'incertezza relativa per ciascun valore è da considerarsi dell'ordine del 50%. Si tratta di un'incertezza elevata, ma non superiore a quanto ottenuto da altre analisi analoghe in contensti ambientali simili (Strebl, 1998). Nelle analisi relative al legame tra tempi di pseudoresidenza e quota, e in particolare nella realizzazione dei grafici delle figure 9 e 10, gli errori relativi sono stati sottostimati. Questo, se da un lato favorisce l'interpolazione e la leggibilità dei grafici, dall'altro mette in luce i limiti del modello e delle analisi svolte sulla base di esso, che richiederebbero serie temporali più lunghe di quanto tecnicamente realizzabile.

Un'ulteriore analisi ha considerato il legame tra i tempi di pseudoresidenza e la quota sul livello del mare delle località di misura. Il grafico in figura 9a mostra come il tempo di pseudoresidenza per il compartimento più superficiale (0-3 cm) tenda a diminuire se si considerano stazioni a una quota crescente. Nonostante il livello di significatività della regressione sia scarso ( $r=0.50$ ), il coefficiente angolare indica in 0.76 anni la diminuzione del tempo di pseudoresidenza per ogni 100 metri di quota aggiuntiva sul livello del mare. Ciò indica che il cesio migra in profondità più rapidamente nelle zone montuose rispetto a quelle di pianura.

Al contrario, in figura 9b si nota come il tempo di pseudoresidenza relativo al secondo compartimento (3-5 cm) aumenti lievemente con la quota sul mare (0.4 anni ogni 100 metri di quota,  $r=0.41$ ). Ciò può essere giustificato considerando sia la diversa risposta dei due compartimenti ai fenomeni meteo-climatici, a loro volta influenzati dalla quota, sia le variazioni nella composizione e nell'effettiva stratificazione del suolo per quote differenti.

Se invece si considera il contenuto complessivo di cesio dei primi 5 cm di suolo (figura 10), il legame tra tempo di pseudoresidenza e quota indica una maggiore rapidità di migrazione in profondità per le località più basse sul livello del mare. Ciò è particolarmente significativo: infatti una conseguenza diretta sul territorio regionale è che una permanenza più prolungata del cesio in superficie ha luogo nelle zone montuose, cioè dove già la contaminazione di partenza è la più elevata.

## Conclusioni

La contaminazione da  $^{137}\text{Cs}$  del suolo del Friuli Venezia Giulia, derivante in prevalenza dal fallout in seguito all'incidente di Chernobyl, è particolarmente disomogenea, e ricalca la distribuzione spaziale della piovosità cumulativa dei dieci giorni in cui la nube carica di radionuclidi ha raggiunto l'Europa meridionale nel maggio 1986. Le contaminazioni più elevate ( $>50\text{kBq/m}^3$  nel 1987) sono presenti nei settori centro-settentrionali della regione, compatibilmente a quanto



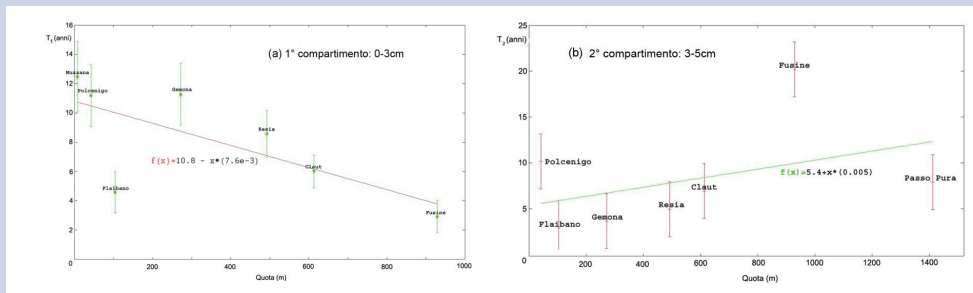


Figura 9. Tempi di pseudo-residenza in funzione della quota sul livello del mare della stazione di misura.

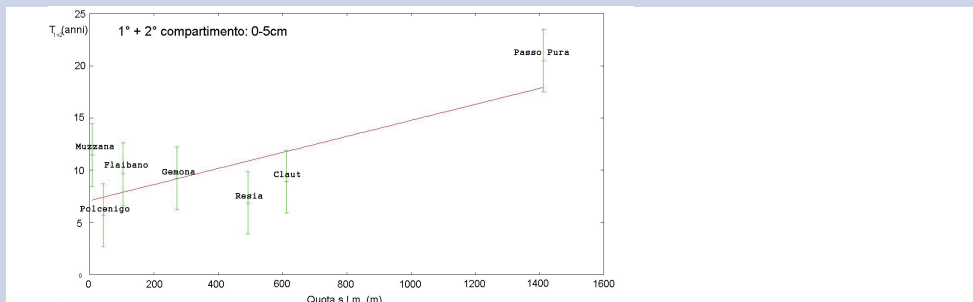


Figura 10. Tempi di pseudo-residenza in funzione della quota sul livello del mare della stazione di misura. Valori relativi ai primi 5 centimetri di suolo (1° + 2° compartimento).

trovato da studi coevi e riguardanti l'Austria meridionale.

In questo studio sono stati considerati 13 siti di misura in regione, per ciascuno dei quali sono stati considerati distintamente campioni di suoli prativi e boschivi. I 30 primi centimetri di suolo sono stati suddivisi in 7 compartimenti (con 3 e 2 cm di estensione verticale per i due più superficiali, 5 cm per i sottostanti), per ciascuno dei quali la contaminazione è stata misurata in media ogni 4-5 anni dal 1987 al 2010. In particolare è stata analizzata la distribuzione del cesio lungo il profilo verticale del suolo: tale distribuzione appare marcatamente diversa a seconda del sito di misura, e solo in pochi casi corrisponde al profilo previsto dal modello teorico standard (un unico picco di contaminazione localizzato ad una profondità proporzionale alla velocità di sprofondamento).

La distinzione tra suoli prativi e boschivi ha permesso di mettere in luce l'influenza del ricambio fogliare sull'evoluzione temporale delle concentrazioni del cesio. Si è osservato infatti come, anche nei 2-3 anni successivi al 1986, la contaminazione complessiva del suolo aumenti mediamente per i suoli boschivi, segno del rilascio al suolo del cesio accumulato nelle foglie al momento della deposizione iniziale.

Mediante il cosiddetto "modello a compartimenti" sono stati calcolati i tempi di pseudo-residenza del radionuclide per i tre strati più superficiali del suolo: lo stesso ricambio fogliare ha però limitato l'applicabilità del modello ai soli suoli prativi. I valori così ottenuti, mediamente dell'ordine della decina di anni e compatibili con quelli ricavati da studi analoghi in contesti geografici simili, hanno messo in luce i limiti di tale modello, che richiederebbe termini aggiuntivi nelle equazioni differenziali che lo governano per tenere in considerazione fattori di disturbo quali ricambio fogliare, composizione specifica del suolo e relativa stratificazione. Tali limiti si ripercuotono quindi anche sull'analisi del legame tra tempi di pseudo-residenza e quota sul livello del mare delle stazioni di misura: nonostante gli andamenti tendenziali per ciascun compartimento siano chiari, il livello di significatività di tali analisi rimane basso.

## Bibliografia

- Strebl F., Gerzabek M.H., Bossew P., Kienzl K., "Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand", *The Science of the Total Environment* 226, 1999. 75-83
- Toso J.P., Velasco R.H., 2001. "Describing the observed vertical transport of radiocaesium in specific soils with three time-dependent models", *Journal of Environmental Radioactivity* 53, 133–144.
- Velasco R.H., Belli M., Sansone, Menegon, S., 1993. "Vertical transport of radiocaesium in surface soils: model implementation and dose-rate computation", *Health Physics* 64, 37–44
- Konshin O.V., 1992. "Mathematical model of  $^{137}\text{Cs}$  migration in soil: analysis of observations following the Chernobyl accident". *Health Physics* 63 (3), 301–306.
- Kirchner G., 1998. "Modelling the migration of fallout radionuclides in soil using a transfer function model", *Health Physics* 74 (1), 78–85
- Bossew P., Kirchner G., "Modelling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: the convection – dispersion equation revisited", *Journal of Environmental Radioactivity* 73 (2004) 127–150
- Almgren S., Isaksson M., "Vertical migration studies of  $^{137}\text{Cs}$  from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident", *Journal of Environmental Radioactivity* 91 (2006) 90-102
- Rawlins B. G., Scheib C., Beamish D., Webster R., Tyler A. N., Young M. E., "Landscape-scale controls on the spatial distribution of caesium 137: A study based on an airborne geophysical survey across Northern Ireland", *Earth Surf. Process. Landforms* 36, 158–169 (2011a)
- Matisoff G., Ketterer M. E., Rosen K., Mietelski J. W., Vitko L. F., "Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soils in Poland and Sweden", *Applied Geochemistry* 26 (2011) 105–115

# Il risultato del monitoraggio della radioattività ambientale del Servizio Misure Radioattività Ambientale della CRI dopo Chernobyl

*Claudia Fontana, Paolo Bennati, Tiziana Papetti*

S.M.R.A. LABORATORIO CENTRALE Croce Rossa Italiana Roma [fontana.claudia@cri.it](mailto:fontana.claudia@cri.it)

## Abstract

Il Servizio Misure Radioattività Ambientale del Laboratorio Centrale della Croce Rossa Italiana (SMRA/LC/CRI), a seguito dell'emergenza Chernobyl, è operativo dal 1986 ed è inserito nella Rete di Sorveglianza della Radioattività Ambientale in Italia - "RETE RESORAD", ai sensi dell'art. 104 comma 1.2.3. del D.L.vo n 230/95, coordinata da ISPRA e dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Dal 1991 ad oggi questo Servizio ha organizzato e diretto le campagne di monitoraggio della radioattività in matrici ambientali, alimentari e biologiche, sia nella regione Lazio sia sul territorio nazionale. In particolare è stata affidata la gestione della raccolta e del riconoscimento della specie, nonché l'analisi spettrometrica gamma sui campioni di muschio relativi all'indagine organizzata da ISS ed ISPRA: "I Muschi quali Bioindicatori di Radiocontaminazione" in collaborazione con i Laboratori Regionali. Inoltre è stata realizzata la prima ed unica Rete di monitoraggio "in continuo" per la ricerca di radionuclidi artificiali e naturali del fiume Tevere nella provincia di Roma, da Saxa Rubra alla foce interessando anche Roma Urbe, inizialmente sono stati monitorati anche il Fiume Aniene e Marta.

Negli anni 2009 – 2010 è stato attivato il Servizio di monitoraggio dei principali laghi laziali quali: Castel Gandolfo, Bracciano e Bolsena.

Questo lavoro mostra una sintesi di alcuni dei risultati più significativi ottenuti dalla Rete di Monitoraggio del Servizio Misure Radioattività Ambientale del Laboratorio Centrale della Croce Rossa Italiana dopo l'incidente di Chernobyl, con particolare riferimento al radiocesio  $^{137}\text{Cs}$ , tenendo conto che è un principale contaminante nel lungo periodo.

Infine vengono discussi i risultati delle analisi radiometriche di alcune importanti matrici di radiocontaminazione quali: latte, Detrito Minerale Organico Sedimentabile (DMOS), acque, sedimenti lacustri, e vegetazione, secondo il Programma richiesto dal protocollo EURATOM.

## Introduzione

Il Servizio SMRA/LC della CRI da quasi 25 anni provvede ad inviare ogni anno i risultati delle misure radiometriche mensili, trimestrali, semestrali effettuate in matrici alimentari (Latte vaccino intero pastorizzato, vegetazione a foglie larghe, funghi, miele, ecc.), ambientali e biologiche sul territorio della regione Lazio e in alcune occasioni anche a livello nazionale (Regione Campania, Calabria, Toscana, Piemonte, ecc.) [1]. I dati ottenuti, già da qualche anno vengono inseriti dal personale del Laboratorio di Spettrometria Gamma nel sito web Sinanet.apat (Sistema Informativo Nazionale Ambientale), la cui organizzazione favorisce il collegamento con il sistema informativo ambientale europeo (EEIS – European Environmental Information System) concordati con ISPRA e il Ministero dell'Ambiente. Le misure qualitative e quantitative dei radionuclidi sono state effettuate con il sistema spettrometrico gamma, rivelatore HPGe efficienza al 30% (ORTEC), analizzatore multicanale Dspec, sistema di acquisizione (software Gamma Vision versione 6.07) in geometria Beaker-Marinelli da 1000/500 cc (sorgente gel sigillata MO952 Amersham), tempo di conteggio del campione

circa 20 ore. Le misure sono espresse a peso secco (Bq/kg). Per le analisi delle acque è stato effettuato il trattamento con resina.

I prelievi sono stati effettuati in collaborazione tecnico-logistica con i Volontari del Soccorso CRI opportunamente formati (circa 30 elementi). [2-3-4]

Nel 2001 è stato organizzato e avviato il Laboratorio Radon per le misure di Radon indoor, attive e passive mediante l'impiego di CR-39 e di un sistema di lettura semiautomatico con un software dedicato Leica Qwinplus realizzato in ambito CRI. Il Laboratorio ha partecipato e partecipa ad interconfronti internazionali organizzati con l'HPA e collabora con l'INMRI dell'ENEA-Casaccia. Inoltre ha portato avanti campagne di monitoraggio del radon sia in luoghi di lavoro che nelle abitazioni in collaborazione con INAIL (ex ISPESL) ed ISPRA e ARPA Lazio [5]. In questo lavoro gli Autori hanno voluto evidenziare l'importanza oltre che dei dati forniti soprattutto della validità del monitoraggio sistematico e continuo della radioattività ambientale (Fukushima 2011), l'impegno di tutti i partecipanti e soprattutto dei Volontari CRI, in particolare delle squadre del Comitato Locale CRI di Roma, che hanno collaborato e continuano a collaborare con entusiasmo e professionalità sempre più numerosi con il personale del Servizio SMRA/LC, dopo opportuna formazione e continuo aggiornamento in Radioprotezione, in linea con le finalità della CRI nel campo della prevenzione sanitaria della popolazione oltre che dell'assistenza.

### Campagne di monitoraggio della radioattività ambientale

Dal 1991 al 2000 questo Servizio, nell'ambito dell'indagine Nazionale: "I muschi bioindicatori di radiocontaminazione" coordinata da ISPRA (ex APAT) e dall'ISS, ha diretto le Campagne Nazionali biennali di Monitoraggio della Radioattività dei Muschi della Regione Campania, nelle provincie di Caserta, Napoli e Salerno, ai fini della valutazione della stima della ricaduta radioattiva in Italia, conseguente all'incidente di Chernobyl. Il Servizio si è direttamente occupato della raccolta e del riconoscimento della specie nonché dell'analisi Spettrometrica

Gamma sui campioni di muschio, in accordo con i Laboratori delle ARPA (ex CRR), in collaborazione con il Corpo Forestale di Stato di Caserta e con la partecipazione dei Volontari del Soccorso della Croce Rossa Italiana del Gruppo Roma del Comitato Provinciale e i Volontari della Campania che sono intervenuti prestando il loro supporto tecnico-logistico di prima qualità. [Foto 1-2].

I valori di concentrazione dei due radiocesi misurati dal nostro laboratorio, nei muschi della regione Campania, vengono riportati nella tabella 1 e sono risultati in accordo con quelli del fall-out, come quelli riportati dalle altre regioni italiane [6].

Foto 1-2. Campagne di monitoraggio dei muschi nella regione Campania\_SMRA/LC/CRI.



Regione	Cs 137 (Bq/ m <sup>2</sup> )	Cs 134 (Bq/ m <sup>2</sup> )
<b>Lombardia</b>	<b>6</b>	<b>400</b>
<b>Piemonte</b>	<b>5,8</b>	<b>400</b>
<b>Friuli Venezia Giulia</b>	<b>5,4</b>	<b>380</b>
<b>Trentino</b>	<b>3,5</b>	<b>250</b>
<b>Veneto</b>	<b>3</b>	<b>210</b>
<b>Valle d'Aosta</b>	<b>1,3</b>	<b>90</b>
<b>Emilia Romagna</b>	<b>940</b>	<b>70</b>
<b>Alto Adige</b>	<b>750</b>	<b>50</b>
<b>Campania</b>	<b>530</b>	<b>30</b>
<b>Lazio</b>	<b>500</b>	<b>35</b>
<b>Umbria</b>	<b>350</b>	<b>25</b>
<b>Toscana</b>	<b>330</b>	<b>20</b>

Dal 1996 a tutt'oggi, la CRI detiene la prima ed unica rete di Monitoraggio sul fiume Tevere della regione Lazio [10]. In questi anni il Servizio ha effettuato ed ancora oggi effettua prelievi

Tevere

Roma Nord

Roma Centro

Roma Sud



Foto 3 - 4. Rete di monitoraggio del fiume Tevere nella regione Lazio\_ SMRA/LC/CRI.



trimestrali di D.M.O.S., Acque Superficiali, Sedimento e Vegetazione acquatica nei tre diversi siti individuati nella provincia di Roma: Roma Nord con la disponibilità dell'ENEL, Roma Centro e Roma Sud Ovest. I dati vengono trasmessi nel sito web Sinanet.apat nell'ambito della Rete RESORAD, [Foto 3-4].

Nel grafico 1 è riportato l'andamento delle concentrazioni medie annue del Cs-137 nel DMOS, rilevato nel Fiume Tevere dal 1996, anno d'inizio dell'attività, fino al 1999. Il DMOS è un ottimo

indicatore di radiocontaminazione per molti radionuclidi naturali ed artificiali dovuti: ai prodotti di fissione rilasciati dopo Chernobyl e di attivazione di origine ospedaliera e/o industriale. I risultati delle misure in questo periodo hanno evidenziato la presenza di Cs-137, come si è riscontrato negli altri fiumi nazionali, misurati dai Laboratori Regionali delle ARPA. In particolare, si è osservato che il valore massimo di concentrazione media annua all'inizio dell'attività in tutti e tre i siti è compreso nel range tra 9,5 e 6,7 Bq/kg di peso secco e questo valore va diminuendo negli anni per il sito di Roma centro mentre per gli altri due luoghi di raccolta, in particolare nel 1999 si hanno valori leggermente superiori.

Il grafico 2 mostra l'andamento dei valori di concentrazione media annua del Cs-137, dal

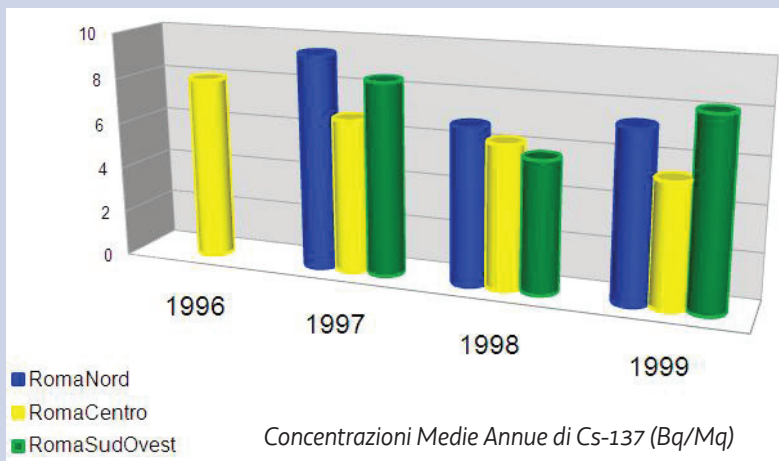
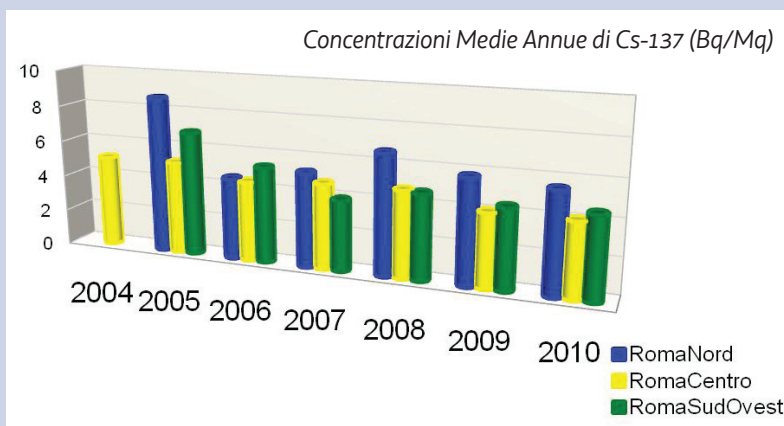


Grafico 1. andamento della concentrazione media annua del Cs-137 nei siti del Fiume Tevere\_SMRA/LC/CRI.

Grafico 2. andamento della concentrazione media annua del Cs-137 nei siti del Fiume Tevere\_2004-2010 SMRA/LC/CRI.



2004 al 2010, i quali subiscono una leggera e progressiva diminuzione nel corso degli anni, in accordo al tempo di dimezzamento fisico dell'elemento. Durante l'attività di monitoraggio del Tevere oltre alle misure dei due Radiocesi ( $^{137}\text{Cs}$  e  $^{134}\text{Cs}$ ) l'attenzione si è concentrata da circa 15 anni sulla presenza nel D.M.O.S. anche dello  $^{131}\text{I}$  radionuclide largamente utilizzato in Diagnostica e Radioterapia che per il suo breve tempo di dimezzamento ( $\approx 8$  giorni) sopravvive a sufficienza per accumularsi anche nelle varie matrici precedentemente menzionate [11]. Solo dal 2009 la CRI ha avviato anche la Rete di monitoraggio sui principali Laghi Laziali: Bracciano, Castelgandolfo e Bolsena, in accordo con ISPRA, nell'ambito del programma della Comunità Europea. Tramite questa Rete vengono effettuati campionamenti e analisi di Sedimenti, Vegetazione e Acque Superficiali. In questi due anni di monitoraggio abbiamo raccolto i primi indicativi dati sull'effettiva concentrazione di Cs-137 nelle diverse matrici dei tre laghi. Dalle analisi di spettrometria gamma dei sedimenti è emerso che i valori più alti di Cs-137 si riscontrano nel lago di Bolsena rispettivamente con valori pari a  $22,1 \pm 0,9$  Bq/kg nel 2009 e con  $18,3 \pm 0,7$  Bq/kg nel 2010; mentre nei sedimenti del lago di Bracciano i valori misurati sono di  $7,3 \pm 0,4$  Bq/kg nel 2009 e di  $6,2 \pm 0,4$  Bq/kg nel 2010 ed infine in quelli di Castelgandolfo i valori di Cs-137 riscontrati sono risultati essere molto più bassi, rispettivamente 1,4 nel 2009 e 1,8 Bq/kg nel 2010. Dalle misure dei campioni di acqua in tutti e tre i laghi la concentrazione di Cs-137 è risultata minore della MAR ( $< 0,2$ ). Dalle misure

dei campioni di vegetazione acquatica raccolta a partire dal 2010 la concentrazione di Cs-137 è di  $23,7 \pm 1,1$  Bq/kg a Bolsena, in accordo con i dati dei sedimenti; di  $2,01 \pm 0,5$  a Bracciano Bq/kg e di  $4,7 \pm 0,7$  Bq/kg a Castelgandolfo. Tutti i valori sono espressi a peso secco.

## Progetto Children from Chernobyl

La CRI ha effettuato analisi spettrometriche in campioni biologici di bambini provenienti dalla Bielorussia e Ucraina, ospitati nella Regione Toscana e Lazio, presso i Comitati Provinciali e Locali della CRI, per un soggiorno di trenta giorni [Foto 5].

Come mostra il grafico 3 nel presente lavoro si è dimostrata:

La validità del soggiorno in aree non contaminate, assumendo un'adeguata dieta

“Mediterranea”, per la riduzione di  $^{137}\text{Cs}$  nell'organismo, in alcuni casi anche fino al 60%; La correlazione tra la concentrazione di  $^{137}\text{Cs}$  nelle urine e la contaminazione, da parte dello stesso nelle zone di provenienza [12-13]. Infine il Servizio effettua misure su campioni alimentari, in particolare ha eseguito dal 1986 ad oggi misure di concentrazione mensile del latte intero pastorizzato, dapprima della Centrale del Latte di Roma e da alcuni anni della Fattoria Lattesano di Roma. Dal 2010 effettua misure sulla dieta mista i cui valori di Cs-137 sono al disotto della MAR ( $< 0,16$  Bq/l).

## Conclusioni e futuri sviluppi

L'incidente di Chernobyl, quale catastrofe tecnologica di gravità estrema, ha dato un grosso input alla Radioprotezione, attraverso il lavoro costante e continuo, infatti, è stato possibile in Italia monitorare il “Fondo Ambientale”.

Nel presente lavoro i valori delle più significative matrici, riscontrati in questi ultimi cinque anni sono risultati essere in accordo con quelli misurati sia nel primo ventennio, sia nel secondo, seguendo l'andamento temporale del Cs-137.

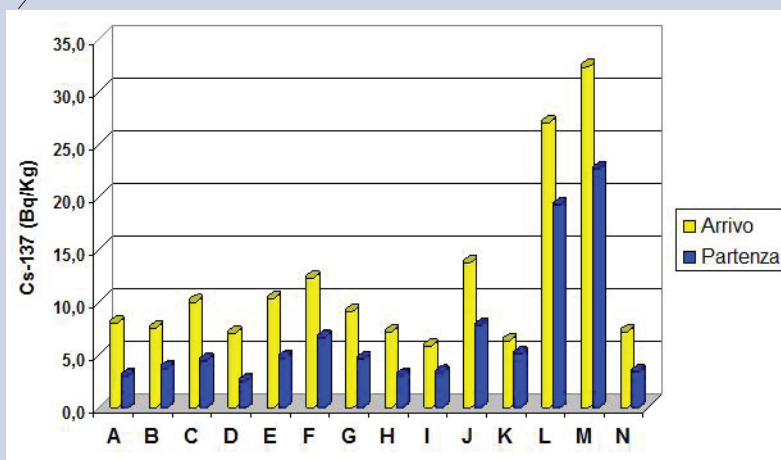
E' per questo che nel 2010 il Servizio SMRA/LC/CRI ha esteso le misure alla vegetazione e alle acque sia nei fiumi sia nei laghi, inoltre promuovendo:

- la diffusione dei dati attraverso siti web;
- la formazione scientifica del personale coinvolto nel settore a livelli Europei;
- la massima diffusione della cultura della sicurezza e dell'informazione (Home Emergency) attraverso Corsi di Formazione



Foto 5. Gruppo di bambini provenienti dalla Bielorussia e Ucraina.

Grafico 3. Andamento della concentrazione del Cs-137 all'arrivo e alla partenza dei bambini bielorussi SMRA/LC/CRI.



- e Aggiornamento al personale interno, agli studenti e alla popolazione;
- la sensibilizzazione dei lavoratori e del pubblico in condizioni di normalità e di emergenza
  - la corretta e trasparente diffusione dell'informazione - shareholders/stakerholders.
- Ha operato ed opera ai fini della Prevenzione e Riduzione dei danni alla salute, alla popolazione e all'ambiente, in caso di Emergenze Radiologiche e in caso di incidente con emissione di rilevante rilascio di radioattività in atmosfera, o di eventuali attacchi di natura terroristica, per fornire misure istantanee a carattere preventivo per la popolazione nelle prime ore dall'evento che dovesse presentarsi nel territorio regionale.



1. C. Fontana, M. L. Aebischer, "Contributo del Laboratorio Centrale - CRI in Italia dopo l'incidente di CHERNOBYL", Atti del Convegno "10 anni da Chernobyl: Ricerche in Radioecologia, Monitoraggio Ambientale e Radioprotezione" – pp. 295-301 - Trieste, 4-6 Marzo 1996.
2. Raccolta dei risultati dell'attività dei gruppi di Lavoro delle Reti Nazionali ANPA – Maggio 1995.
3. C. Fontana, P. Bennati, A. Zoffranieri, T. Papetti, U. Angeloni, "Rete Resorad: Monitoraggio dei principali bioindicatori di radiocontaminazione nella regione Lazio", AIRP NNI: il Nuovo Nucleare in Italia, ISPRA, Roma, 23-25 Febbraio 2011.
4. C. Fontana, G. Salimei, U. Angeloni, A. R. Roccaldo, "Formare e Informare nuove Competenze in Radioprotezione Esperienze di Internship CRI & IES", XXII Convegno Militari, Salso Maggiore Terme, Ottobre 2010.
5. C. Fontana, A. Marchetti, A. Zoffranieri, U. Angeloni, "Realizzazione di un nuovo sistema di lettura semiautomatico per rivelatori a tracce nucleari CR-39 nel Servizio Misure Radioattività Ambientale del Laboratorio Centrale della CRI", AIRP – Convegno Nazionale di Radioprotezione: "Sicurezza e Qualità in Radioprotezione", ISBN 88-88648-06-2, Vasto Marina, 1 – 3 Ottobre 2007
6. C. Fontana, R. Sogni, M. L. Aebischer, R. Borio, S. Bucci, C. Giannardi, M. Magnoni, G. Margini, R. G. Musumeci, M. Repetti, P. Sabatini, F. Trotti, "Study of environmental radioactivity in three important italian rivers using S.M.O.D. as indicator". The Second Regional Mediterranean Congress on radiation protection, pp. 145-151, Tel-Aviv, Israel, 23-25 November 1997.
7. C. Fontana, M. L. Aebischer, "Analizing Cs-137 and Cs-134 concentration in mosses samples in Campania Region - Italy after the Chernobyl accident", International Congress on Radiation Protection IRPA 9 – Vol. 3- pp. 177-179, Vienna, Austria 14-19 April, 1996.
8. C. Fontana, A. Lo Tenero, R. G. Musumeci and F. Valeriani, "Five Years of Monitoring Cs-137 And Cs-134 In Moss And Soil Samples In The Campania Region Of Italy After The Chernobyl Accident -10", International Congress Radiation Protection - Iroshima, Japan 14-19 May 2000.
9. G. Agnesod, C. Bonomi, et. al., "Mapping of radioactive fallout using mosses as bioindicators", International Conference on "Harmonization in radiation protection: from theory to practical applications", Taormina 11-13 October 1993.
10. C. Fontana, R. Sogni, M. L. Aebischer, R. Borio, S. Bucci, C. Giannardi, M. Magnoni, G. Margini, R. G. Musumeci, M. Repetti, P. Sabatini, F. Trotti, "Study of environmental radioactivity in three important italian rivers using S.M.O.D. as indicator". The Second Regional Mediterranean Congress on radiation protection, pp. 145-151, Tel-Aviv, Israel, 23-25 November 1997.
11. C. Fontana, A. Marchetti, P. Bennati, A. Zoffranieri, T. Papetti, U. Angeloni, "Presenza di <sup>137</sup>I nel D.M.O.S. del Fiume Tevere nel tratto della Provincia di Roma: l'esperienza del Servizio Misure Radioattività Ambientale della Croce Rossa Italiana", Convegno AIRP, Reggio Calabria 12-14 Ottobre 20 1.
12. N. Marinosci, C. Fontana, U. Angeloni, et al., "Livelli di radiocesio nelle urine dei bambini di Chernobyl", IV Congresso de Protection Radiologica de Paisies Europeos del Mediterraneo Occidental, Barcellona 27-29 May 1988.
13. C. Fontana, N. Marinosci et al., "Radioactive Contamination: Italian Programme To Monitor The Radiocesium Levels In The Urine And Thyroid Status Of Exposed Children From Chernobyl 10", IRPA, Japan 14-19 May 2000.



# Determination of $^{137}\text{Cs}$ and $^{90}\text{Sr}$ in ash of fuel pellets used in Central Italy

*D. Desideri\**, *L. Feduzi\**, *A. Rongoni°*, *C. Roselli\**, *D. Saetta°*

\* Department of Biomolecular Sciences, Urbino University, P.zza Rinascimento 6, 61029 Urbino, Italy

° Department of Surgical and Radiological Sciences - Section of Medical Physics Environmental and Epidemiological - Perugia University, Via E. Dal Pozzo, 06123 Perugia, Italy

Corresponding author: Donatella Desideri,  
Phone: ++39 0722 303307, Fax: ++39 0722 303306  
E-mail address: donatella.desideri@uniurb.it  
Mailing address: Department of Biomolecular Sciences, University of Urbino,  
P.zza Rinascimento 6, 61029 Urbino, Italy

## Abstract

In this study the radiological characterization of ashes of 22 different brands of wood pellets coming from different countries and used in the regions of central Italy was carried out.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ , were founded in the samples taken into account,  $^{134}\text{Cs}$  resulted always below the detection limit.  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration ranges from 30 to 3176 Bqkg<sup>-1</sup> (the arithmetic mean resulted 571 Bqkg<sup>-1</sup>);  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration ranges from 154.75 Bqkg<sup>-1</sup> to 1443.70 Bqkg<sup>-1</sup> (the arithmetic mean resulted 684.80 Bqkg<sup>-1</sup>). The ratio  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration ranged from 0.22 to 40.79 showing a high variability. The 77.2% of the samples shows a  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration higher than that of  $^{137}\text{Cs}$ . The concentration factors (activity concentration in ash / activity concentration in wood pellets) resulted 222.8 and 230.0 for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  respectively; both radionuclides are found completely in the ashes.

Key words:  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , wood fuel pellets, ash.

## 1. Introduction

Pellet are small particles (normally 6 mm diameter, sometimes 8 mm or larger) typically created by compressing an original material. Pelletizing is the industrial process used to create pellets, using a pellet mill or equipment for extrusion and spheronization. Wood pellets, corn pellets, and grass pellets are used as pellet stove fuel (1). A report to the Massachusetts Department of Energy Resources estimates the energy required to manufacture and transport pellets is less than 2% of the energy content of the pellets (2).

Pellets conforming to the norms commonly used in Europe have less than 10% water content, a good structural strength, a low dust and ash content and they are uniform in density. Because the wood fibres are broken down by the hammer mill, there is virtually no difference in the finished pellets between different wood types. Pellets can be made from nearly any wood variety, provided the pellet press is equipped with good instrumentation, the differences in feed material can be compensated for in the press regulation (3).

In June 2009, an Italian court has ordered the recall of 10,000 tonnes of wood fuel pellets imported over fears that they could have dangerous levels of radioactivity. The alarm was raised after someone in the northern Aosta Valley region, who had bought the pellets, sent them for analysis because they did not burn well. The results showed that wood pellets contained  $^{137}\text{Cs}$  with an activity concentration ranging from 10 to 320 Bqkg<sup>-1</sup>, whereas an ash sample showed a concentration of around 46000 Bqkg<sup>-1</sup>; the ash, in fact, concentrates (25-200 times) the

radionuclides initially present in wood pellet (4).

The pellets at the centre of the alert were imported from Lithuania in the autumn 2008 and were sold in 11 regions in the north and south of Italy. The name of the Lithuanian producer and the Italian importer and distributors are known. It is not yet clear if the wood used to produce the pellets actually came from Lithuania or from areas in non-EU countries with a higher contamination of caesium.

The cause of the radioactivity was initially not specified, however it soon became very clear that the wood pellets contain radioactivity coming from the nuclear weapons fall-out and from the damaged nuclear reactor at Chernobyl (1986). The Chernobyl accident caused contamination of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in several European countries. When forest areas are contaminated with caesium, the radioactivity is absorbed by the vegetation, including trees (5-8).

The contaminated pellets themselves are not dangerous to humans: the dangers comes a) from inhalation of the smoke produced when the pellets are burned; b) from inhalation of the ash during the polish operations of the domestic stoves and c) the use of ash as fertilizer for orchards and gardens.

As far as the radioprotection legislation is concerned, Italy has implemented Council Directive 96/29/Euratom laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation (9) in its national legislation, including levels below which a practice may be exempted from the reporting requirements of the directive. While the exempt concentration value in the directive for  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  is  $10000 \text{ Bqkg}^{-1}$ , the Italian legislation (10) has laid down a single lower value for all radionuclides of  $1 \text{ Bqg}^{-1}$  (or  $1000 \text{ Bqkg}^{-1}$ ). It should be noted that the activity concentrations detected by the Italian authorities in the wood pellets are well below the national exemption level. However, the activity concentration in the ashes exceeds this value. It should be borne in mind that the exempt concentration values have been established for large quantities of material (of the order of one tonne). It is for the Italian authorities to assess the exposure pathways resulting from the higher concentrations in the ashes, for the relevant management options, and to decide whether further use of such pellets is permitted either without restrictions or subject to appropriate conditions.

In this study ashes of 22 different brands of wood pellets coming from different countries and used in the regions of Central Italy were taken into account. The aim of this study was: 1) to determine the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  and that of  $^{90}\text{Sr}$ , an other antropogenic radionuclide; 2) to study the transfer of these two radionuclides from wood pellet to ashes; 3) to obtain a set of data to assess the dosimetric impact due to use of wood fuel pellets in the domestic stoves and of the ashes as fertilizers.

## 2. Experimental

### 2.1. Samples

Analysis were carried out in 22 ash samples derived from the combustion of wood pellets of different brands obtained through normal distribution channels. The samples came from of different countries and were used in the Umbria, Marche and Emilia Romagna, regions of Central Italy.

Table 1 lists the ash samples analysed, the country of origin of the relevant wood pellets and the Italian region where they are used.

### 2.2. Radionuclides determination

The activity concentration of radiocaesium was determined by  $\gamma$ -spectrometry. Samples were put and counted in Marinelli beakers. All the measurements were performed with a HPGe crystal of type "p" in coaxial geometry, with relative efficiency at 1.33 MeV equal to 25% (measured by placing a point source of  $^{60}\text{Co}$ , at 25 cm from the detector); the detectable energy ranges from 0.040 to 2.2 MeV; peak detection efficiencies were calculated automatically through a computer system interfaced with an multichannel analyser.  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  were determined by measuring the activity of their peaks at 569.32, 604.7, 795.84, 801.93 ( $^{134}\text{Cs}$ ) and 661.6 keV ( $^{137}\text{Cs}$ ) (7-8). The detection limit was 0.2 Bq for  $^{137}\text{Cs}$  and 0.06 Bq for  $^{134}\text{Cs}$ . Figure 1 reports the gamma spectrum of an ash pellet sample. The accuracy of the results is supported by the successful of intercomparison exercises (IAEA).

The  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration was determined by applying a radiochemical method, a destructive technique, consisting in the separation of  $^{90}\text{Y}$  in radioactive equilibrium with parent  $^{90}\text{Sr}$ . The radioanalytical method used in this study, whose accuracy was regularly checked through participation in intercomparison exercises organized by the International Atomic Energy Agency (IAEA), was the following (12-14).

After addition of a known activity of Sr stable as carrier and Y stable as carrier and yield internal standard, the sample (0.25-0.50 g) was first boiled with conc.  $\text{HNO}_3$  and  $\text{H}_2\text{O}_2$ , then the solution was evaporated to dryness and the residue boiled with conc. HCl and conc.  $\text{HNO}_3$  for two times. After the solution was evaporated to dryness and the residue was treated with conc. HCl and finally dissolved in 4-5 M HCl; then the solution was filtered.

The solution was passed through a microporous polyethylene supporting tri-n-octylamine column (TNOA) to eliminate the natural  $^{210}\text{Bi}$ ; yttrium was retained into a microporous polyethylene supporting di (2ethyl-hexyl) phosphoric acid (HDEHP) chromatographic column at pH 1, eluted, precipitated as yttrium oxalate and measured by a low background ( $6.2 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ ) beta counter (Canberra-2404, USA) with a counting efficiency of 23%.

The  $^{90}\text{Y}$  chemical yield resulted  $85.83 \pm 6.29 \%$ . To verify the radioanalytical method reproducibility, for samples 1 and 2 the analyses were replicated three times obtaining the results shown in table 2. The activity mean concentration was  $457.90 \pm 18.04$  and  $948.08 \pm 40.35 \text{ Bq kg}^{-1}$  for sample 1 and sample 2 respectively; the relevant standard deviation resulted for both samples  $< 5\%$  (3.94% and 4.25% for sample 1 and sample 2 respectively).

Table 1. Ash samples, country of origin of wood fuel pellet and Italian region where it is used.

Ash sample	Country of origin	Italian region of use
1	Italy	Umbria
2	Lithuania	Umbria
3	Austria	Marche
4	Italy	Marche
5	Italy	Marche
6	Spain	Marche
7	Austria	Marche
8	Austria	Emilia Romagna
9	Italy	Emilia Romagna
10	unknown	Umbria
11	unknown	Umbria
12	Slovenia	Umbria
13	unknown	Umbria
14	Spain	Umbria
15	Austria	Umbria
16	unknown	Umbria
17	unknown	Umbria
18	unknown	Umbria
19	unknown	Umbria
20	Lituania	Umbria
21	Slovakia	Emilia Romagna
22	Austria	Marche

### 3. Results and discussion

As far as gamma spectrometry is concerned,  $^{134}\text{Cs}$  resulted always below the detection limit; whereas, the determinations carried out by the researchers of Aosta Valley region showed the presence of  $^{134}\text{Cs}$ . The  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations are reported in table 3.  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration ranges from 30 and 3176  $\text{Bqkg}^{-1}$ ; the arithmetic mean resulted 571  $\text{Bqkg}^{-1}$ . The activity concentration was < 400  $\text{Bqkg}^{-1}$  for 13 samples (59.09%); it ranged between 400 and 800  $\text{Bqkg}^{-1}$  for 5 samples (22.73%), between 800 and 1000  $\text{Bqkg}^{-1}$  for two samples (9.09 %) and > 1000  $\text{Bqkg}^{-1}$  for two samples (9.09%) (fig.2) coming from Lithuania.

Table 3 reports also the  $^{90}\text{Sr}$  activity concentrations. The arithmetic mean of this radionuclide results 684.80  $\text{Bqkg}^{-1}$  (minimum value 154.75  $\text{Bqkg}^{-1}$  and maximum value 1443.70  $\text{Bqkg}^{-1}$ ). The  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration was <400  $\text{Bqkg}^{-1}$  for 7 samples (31.82%); it ranged between 400 and

800 Bqkg<sup>-1</sup> for 7 samples (31.82%), between 800 and 1000 Bqkg<sup>-1</sup> for 3 samples (13.63%) and > 1000 Bqkg<sup>-1</sup> for 5 samples (22.73%) (fig.3).

The 77.2% of the samples shows a <sup>90</sup>Sr activity concentration higher than that of <sup>137</sup>Cs. The ratio <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs activity concentration ranged from 0.22 to 40.79 (table 3) showing an high variability. Therefore the <sup>137</sup>Cs activity concentration, which can be easily determined by gamma spectrometry, can not be used as indicator of the <sup>90</sup>Sr activity concentration.

Samples of the same brand but coming from different batches (sample 3 and 15) show different activity concentrations of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr (table 4). Also the sample 22 presents an <sup>137</sup>Cs activity concentration very different than that reported by the media for the ashes of pellet of the same brand (Naturkraft Premium) recalled in Valle d'Aosta and at centre of alert but coming from a different batche (n.286036) (4).

To evaluate the process of transferring from pellet to ashes, for the brand n. 22, <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr determination was carried out in wood pellets samples and in their relevant ashes.

Taken into account the mean concentration obtained (2.93 Bqkg<sup>-1</sup> in wood pellets and 645.54 Bqkg<sup>-1</sup> in ashes for <sup>137</sup>Cs, and 4.170 Bqkg<sup>-1</sup> in wood pellet and 965.66 Bqkg<sup>-1</sup> in ashes for <sup>90</sup>Sr) the concentration factors (activity concentration in ash / activity concentration in wood pellets) resulted 222.8 and 230.0 for <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr respectively (fig.4). If Cs and Sr completely transfer into ashes, the quantity of ashes would result 4.54‰, using the Cs experimental concentration factor, and 4.32 ‰, using the Sr experimental concentration factor. The mean value, 4.43‰, very close to values reported in literature (15) for ash of wood pellet (3-6‰), means that radiocaesium and radiostrontium completely remain in the ash.

Sample 1	Yield %	<sup>90</sup> Sr (Bqkg <sup>-1</sup> )	Sample 2	Yield %	<sup>90</sup> Sr (Bqkg <sup>-1</sup> )
A	83.32	478.67	A	89.98	982.83
B	79.54	446.21	B	89.98	957.58
C	89.26	448.81	C	75.59	903.82
mean	84.04	457.90	mean	85.18	948.08
std.dev.	4.90	18.04	std.dev.	8.31	40.35
std.dev.‰	5.83	3.94	std.dev.‰	9.75	4.25

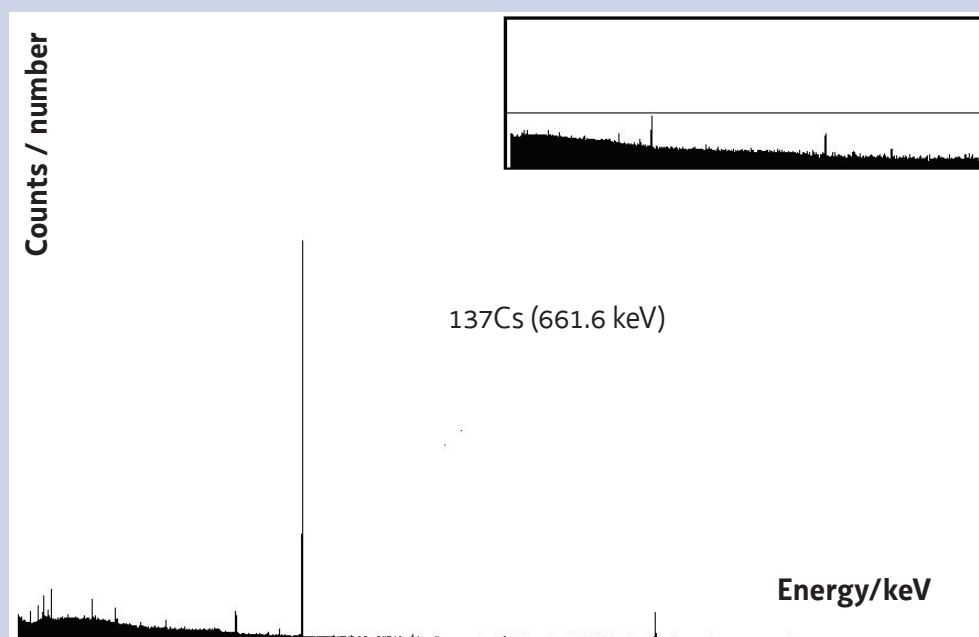


Figure 1.  $\gamma$  spectrum of a sample of ash.

Table 3.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration (Bq/kg) and their ratio.

Sample	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$
1	755 ± 72	458 ± 69	0.61
2	3176 ± 292	948 ± 142	0.30
3	65 ± 11	1444 ± 217	22.21
4	30 ± 5	1224 ± 184	40.79
5	815 ± 37	1396 ± 209	1.71
6	43 ± 2	255 ± 38	5.93
7	92 ± 20	1150 ± 172	12.50
8	521 ± 47	1065 ± 160	2.04
9	90 ± 4	157 ± 24	1.75
10	273 ± 26	410 ± 61	1.50
11	73 ± 4	378 ± 57	5.19
12	347 ± 15	762 ± 114	2.20
13	537 ± 17	673 ± 101	1.25
14	257 ± 14	399 ± 60	1.55
15	981 ± 43	841 ± 126	0.86
16	320 ± 30	599 ± 90	1.87
17	400 ± 37	358 ± 54	0.90
18	80 ± 8	164 ± 25	2.05
19	58 ± 6	155 ± 23	2.67
20	2788 ± 108	627 ± 94	0.22
21	212 ± 10	635 ± 95	3.00
22	645 ± 29	966 ± 145	1.49
mean	571	685	5.12
minimum	30 ± 5	155 ± 23	0.22
max	3176 ± 292	1444 ± 217	40.79



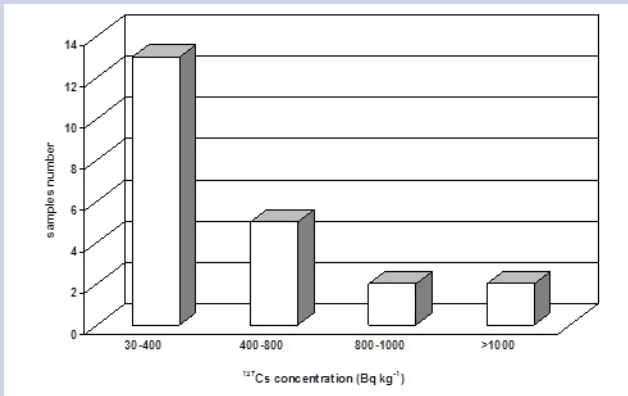


Figure 2. Activity concentration classes of  $^{137}\text{Cs}$ .

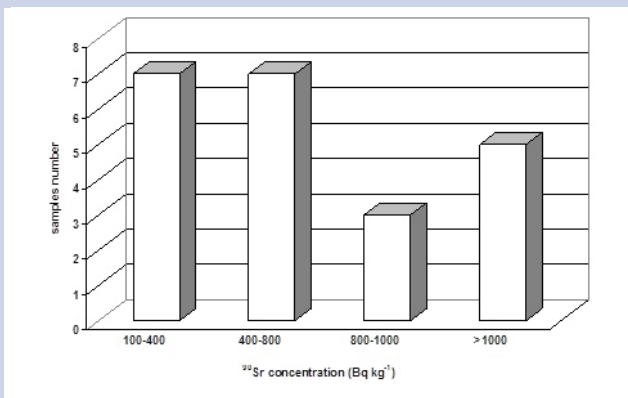


Figure 3. Activity concentration classes of  $^{90}\text{Sr}$ .

Sample	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$
3	1444±217	65±11	22.21
15	841±126	981±43	0.86
20	-	2788±108	-
Naturkraft Premium (bathe n. 286036)	-	40000	-

Table 4.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) in ash of pellets of the same brand but coming from different batches.

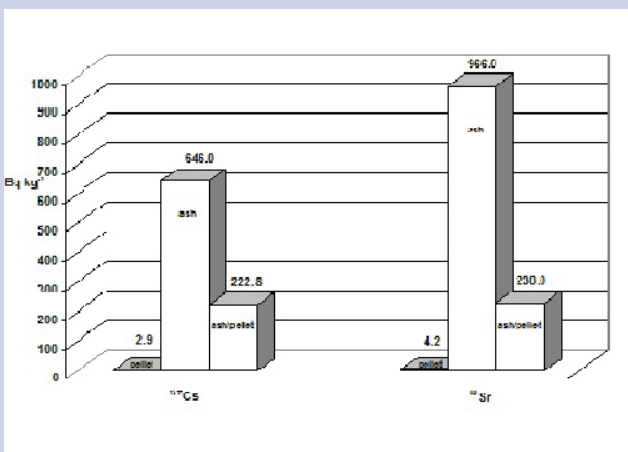


Figure 4.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) in wood pellet and in their relevant ash and concentration factor pellet/ashes for sample n.22.

#### 4. Conclusion

In this study the radiological characterization of ashes of different brands of wood pellets coming from different countries and used in the regions of Central Italy was carried out with aim to obtain a set of data to assess the dosimetric impact due to use of wood fuel pellets in the domestic stoves and of the ashes as fertilizers. The samples showed the presence of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  coming from the nuclear weapons fall-out and from the damaged nuclear reactor at Chernobyl, but not that of  $^{134}\text{Cs}$ .  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration ranges from 30 to  $3176 \text{ Bqkg}^{-1}$ ;  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration ranges from  $154.75 \text{ Bqkg}^{-1}$  to  $1443.70 \text{ Bqkg}^{-1}$ . The 77.2% of the samples shows a  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration higher than that of  $^{137}\text{Cs}$ . The ratio  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration showed an high variability. Therefore the  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration, which can be easily determined by gamma spectrometry, can not be used as indicator of the  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration.

For a good assessment of the dosimetric impact, it is necessary to determine not only  $^{137}\text{Cs}$  but also  $^{90}\text{Sr}$  by expensive and time consuming radiochemical separation procedures. The  $^{90}\text{Sr}$  determination method applied in this study presented an high reproducibility and an high radiochemical yield.

1. "What are pellets". Pellet Fuels Institute. <http://pelletheat.org/pellets/what-are-pellets/>. Retrieved 7 November 2011
2. Manomet Center for Conservation Science. 2010. *Biomass sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources*.
3. Alakangas, Eija. "European pellet standards". [http://www.eubia.org/uploads/media/VTT\\_Eija\\_Alakangas-\\_01.pdf](http://www.eubia.org/uploads/media/VTT_Eija_Alakangas-_01.pdf). Retrieved 11 December 2011.
4. Claudio Operti. *Il rinvenimento di pellet radioattivi e le azioni immediate di Arpa Valle d'Aosta*. ARPA Rivista N.4 luglio-agosto 2009.
5. D. Lux, L. Kammerer, W. Ruhmand and E. Wirth. *Cycling of Pu, Sr, Cs, and other longliving radionuclides in forest ecosystems of the 30-km zone around Chernobyl*. Science of The Total Environment, 173 (1995) 375-384.
6. A.A. Odintsov, A.D. Sazhenyuk and V.A.Satsyuk. *Association of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , and  $^{244}\text{Cm}$  with Soil Adsorbing Complex in Soils Typical of the Vicinity of the Chernobyl NPP*. Radiochemistry, 46 (2004) 95-101.
7. G. Jia, D. Desideri, F. Guerra, M.A. Meli, C. Testa. *Concentration and vertical distribution of plutonium and americium in Italian mosses and lichens*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 222 (1996) 3-9.
8. K. Bunzl, W.Kracke. *Cumulative deposition of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239(240)}\text{Pu}$  e  $^{241}\text{Am}$  from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG)*. J. Environ. Radioactivity, 8 (1988) 1-14.
9. COUNCIL DIRECTIVE 96/29/Euratom of 13 May 1996. *Laying down safety standards for the protection of the health of the workers and the general public against the dangers arising from ionising radiation* (Official J.L. 159, 29.6.96).
10. Decreto Legislativo n.241 del 26/05/2000 "Attuazione della Direttiva 96/29/EURATOM in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro I rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti". Supplemento Ordinario n.140/L alla Gazzetta Ufficiale n.203 del 31 agosto 2000.
11. D. Desideri, M.A. Meli, C. Roselli, *Natural and artificial radioactivity determination of some medicinal plants*. Journal of Environmental Radioactivity 101 (2010) 751-756.
12. G.Jia, C.Testa, D.Desideri, F.Guerra and C. Roselli, *Sequential separation and determination of plutonium, americium-241 and strontium-90 in soils and sediments*. J.Radioanal. Nuclear Chem. 230/1, (1998), 21-27.
13. C.Testa, D.Desideri, F.Guerra, M.A.Meli, C.Roselli, and G. Jia, *The importance of separation chemistry for the determination of radionuclides in environmental samples*. J. Radioanal. Nuclear Chem. 229/1, (1998), 23-31.
14. D.Desideri, C.Grimani and L.Monte: "Migration processes of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in compartments of a lake ecosystem". Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 266/1, 31-37, 20053.
15. [http://www.enplus-pellets.de/downloads/ENplus\\_Manual\\_10-03.pdf](http://www.enplus-pellets.de/downloads/ENplus_Manual_10-03.pdf)



# Valutazioni di dose per manipolazione di ceneri da combustione domestica di pellet

F. Trotti<sup>1)</sup>, C. Operti<sup>2)</sup>, P. Sabatini<sup>3)</sup>, G. Agnesod<sup>2)</sup>, L. Belleri<sup>1)</sup>, S. Bucci<sup>4)</sup>, E. Caldognetto<sup>1)</sup>, E. Chiaberto<sup>5)</sup>, M. Forte<sup>6)</sup>, L. Gaidolfi<sup>7)</sup>, M. Garavaglia<sup>8)</sup>, C. Giovani<sup>8)</sup>, M. Magnoni<sup>5)</sup>, L. Minach<sup>9)</sup>, I. Peroni<sup>4)</sup>, C. Pantalone<sup>10)</sup>, R. Rusconi<sup>6)</sup>, R. Sogni<sup>7)</sup>, L. Verdi<sup>9)</sup>

<sup>1)</sup> ARPA Veneto, <sup>2)</sup> ARPA Valle d'Aosta, <sup>3)</sup> ARPA Umbria, <sup>4)</sup> ARPA Toscana, <sup>5)</sup> ARPA Piemonte, <sup>6)</sup> ARPA Lombardia, <sup>7)</sup> ARPA Emilia Romagna, <sup>8)</sup> ARPA Friuli Venezia Giulia, <sup>9)</sup> APPA Bolzano, <sup>10)</sup> ARPA Marche

## Introduzione

Nel corso del 2009 si sono svolte nel territorio nazionale numerose campagne di controllo sui pellet per riscaldamento domestico in ordine alla loro contaminazione da Cs-137 e Cs-134. L'evento scatenante è stato il rinvenimento in Valle d'Aosta di pellet e ceneri della relativa combustione con valori di Cs-137 rispettivamente di circa 300 Bq/kg e 30000÷40000 Bq/kg, oggetto di procedimento giudiziario da parte della locale Procura della Repubblica. Il pellet in questione era di provenienza lituana e la determinazione anche di Cs-134, in congrua proporzione rispetto all'isotopo Cs-137, ha consentito di appurare che la presenza delle sostanze radioattive era conseguenza dell'inquinamento ambientale dovuto all'incidente di Chernobyl.

Dalle numerose analisi effettuate dalle ARPA/APPA su campioni di pellet (e ceneri) di varia provenienza (inclusi campioni dello stesso prodotto rinvenuto in Valle d'Aosta), sono emersi valori nella gran parte più modesti.

L'inquadramento normativo della vicenda è risultato non semplice, particolarmente in ordine all'individuazione di una soglia di concentrazione di attività al di sopra della quale considerare il materiale oggetto di disciplina giuridica.

Il D.Lgs. 230/95 prevede come soglia per l'esenzione dalle disposizioni in esso contenute da parte di "pratiche" con sorgenti di radiazioni ionizzanti il rispetto dei criteri di non rilevanza radiologica, corrispondenti, in termini di dose efficace all'individuo della popolazione, a 10 µSv/a. La presente non è una "pratica" (è un "intervento", come tale, soggetto a regolamentazione assai flessibile), tuttavia il valore di dose indicato (o le poche decine di µSv/a come da documenti tecnici internazionali di riferimento – cfr. ad es. [1]), consente un raffronto di merito.

## Contenuto di radioattività in pellet e ceneri

Le analisi effettuate dalle ARPA/APPA sono state inviate ad ISPRA che le ha raccolte in un dbase dedicato, utilizzato in questa sede per le elaborazioni che seguono.

Sono stati complessivamente analizzati 657 campioni di pellet e 187 di ceneri.

Per tutti sono disponibili i dati del Cs-137; solo su due di essi (ceneri) si sono inoltre eseguite misure dello Sr-90.

Nelle figg. 1 e 2 sono presentati i relativi repertori per regione.

Per quanto riguarda le analisi di Cs-137, nelle figg. 3 e 4 sono mostrate, rispettivamente per pellet e ceneri, le distribuzioni di frequenza dei valori misurati (esclusi i dati inferiori alle MAR – pellet, o singolarmente bassi – ceneri). In entrambi i casi si tratta di distribuzioni in cui i valori di Cs-137 sono prevalentemente modesti, ma c'è una piccola percentuale di campioni con contaminazioni elevate. La tab. 1 riporta i principali indicatori statistici per le suddette distribuzioni.

Fig. 1. Numero campioni pellet analizzati per regione.

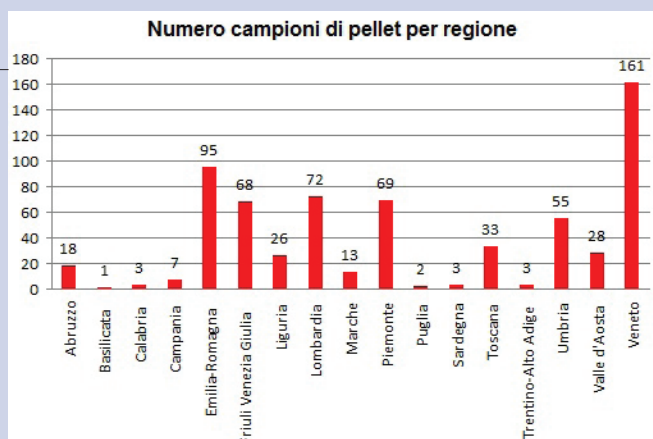


Fig. 2. Numero campioni cenere analizzati per regione.

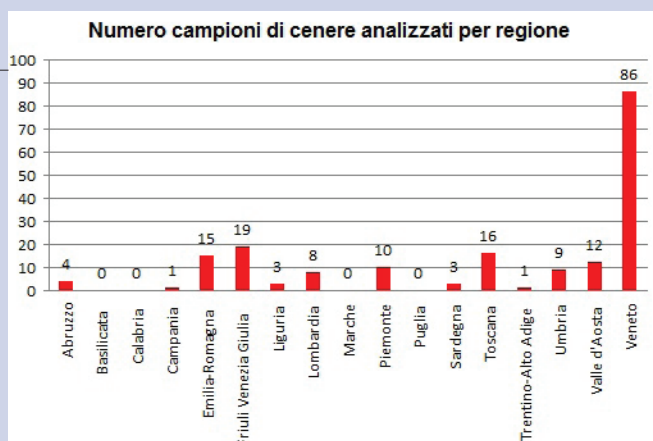


Fig. 3. Distribuzione di frequenza delle concentrazioni di Cs-137 nei pellet (esclusi valori < mar).

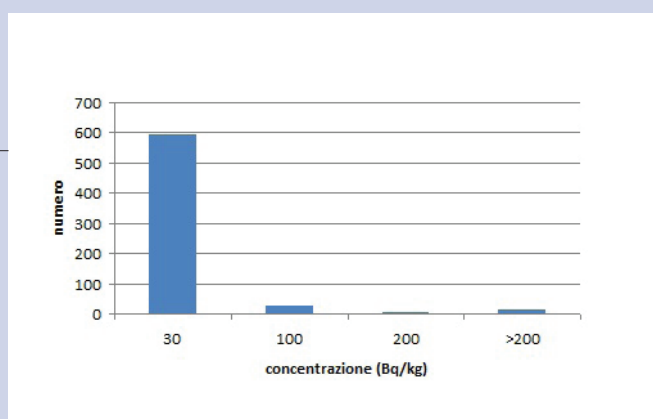
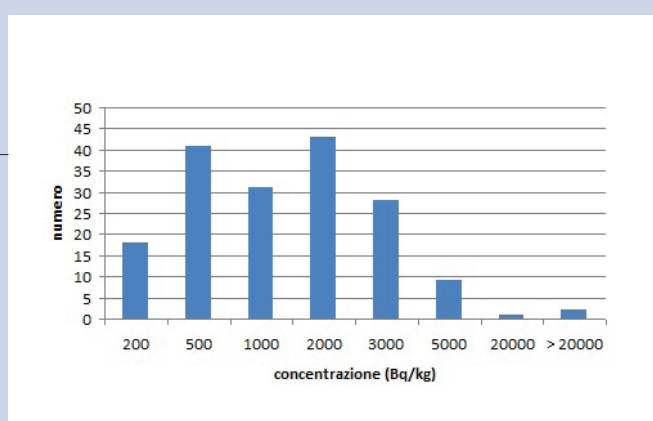


Fig. 4. Distribuzione di frequenza delle concentrazioni di Cs-137 nelle ceneri (esclusi dati < 100 Bq/kg).



	Pellet (Bq/kg)	Ceneri (Bq/kg)
Media	22	1625
Mediana	9.2	900
Min	0.3	105
Max	864	45530
Deviazione standard	71	3951
99 percentile	314	12804
TOTALE CAMPIONI	639	173

Tab. 1. Statistiche sulla banca dati delle concentrazioni di Cs-137 nei pellet e nelle ceneri.

Sono disponibili anche due analisi di Sr-90 nelle ceneri, con valore rispettivo pari a 4700 e 900 Bq/kg.

La tab. 2 riporta i valori di Cs-137 e di Sr-90 (per pellet e ceneri) presi a riferimento allo scopo di stimare la dose efficace a un individuo della popolazione che abbia a che fare, secondo scenari di esposizione ipotizzati, con tali matrici.

Il valore del Cs-137 preso a riferimento per le ceneri corrisponde al 99.4 per cento della relativa distribuzione di dati, cui è stato associato un valore per il pellet 100 volte inferiore (questo è il fattore di arricchimento medio stimato dalle ARPA/APPA nei campioni accoppiati pellet-ceneri); il dato dello Sr-90 preso a riferimento per le ceneri è proprio quello rinvenuto nel campione con contenuto di Cs-137 pari a 24000 Bq/kg, anche per lo Sr-90 si è attribuito al pellet un valore cento volte minore rispetto alle ceneri.

	Cs-137 (Bq/kg)	Sr-90 (Bq/kg)
<b>Pellet</b>	<b>240</b>	<b>47</b>
<b>Ceneri</b>	<b>24000</b>	<b>4700</b>

Tab. 2. Dati di input per Cs-137 e Sr-90 impiegati per le stime di dose all'individuo.

Per completezza, si segnala che, presso altri laboratori, il rapporto stronzio/cesio nelle ceneri è stato osservato variare molto (non coincidendo, dunque, in molti casi con quanto desumibile dalla tab.2).

## Scenari per il calcolo della dose

Vengono di seguito descritti gli scenari ipotizzati per il calcolo della dose efficace assorbita da un individuo della popolazione con riferimento alla combustione di pellet per stufa e alla relativa produzione di ceneri, le cui contaminazioni siano pari a quelle di tab. 2 (caso "estremo"). Va sottolineato il carattere fortemente cautelativo delle stime, conseguenza delle ipotesi fatte, della scelta dei valori dei parametri, degli stessi algoritmi di calcolo.

### Esposizione di privato che utilizza il pellet in stufa per riscaldamento

#### 1. Inalazione indoor

Si suppone che l'individuo respiri la cenere che si disperde nelle operazioni di pulizia della stufa. Si considera un tempo di pulizia di 5 minuti ogni giorno e che l'operazione venga effettuata tutti i giorni della "stagione fredda" (210 giorni, da ottobre ad aprile inclusi). Si suppone l'equilibrio radioattivo tra Sr-90 e Y-90 nelle ceneri.

$$D_i (\mu\text{Sv/a}) = C_{\text{ash},i} \cdot BR \cdot \text{IDFi} \cdot CT \cdot TR \cdot RF$$

eq. 1

Algoritmo di calcolo e parametri utilizzati (ad eccezione del coefficiente di dose per inalazione, del carico di polvere in aria, della frequenza di respirazione) sono tratti da [5].

Simbolo	Grandezza	Valore	Referenza
i	Cs-137, Sr-90		
Cash,i (Bq/kg)	Concentrazione di attività nelle ceneri	24000 (Cs-137) 4700 (Sr-90)	
BR (m <sup>3</sup> /h)	Rateo di inalazione	1.125	[2] (adulti)
IDFi (μSv/Bq)	Coefficiente di dose per inalazione	3.9·10 <sup>-2</sup> (Cs-137), 1.651·10 <sup>-1</sup> (Sr-90 + Y-90)	[3] (costante slow, adulti)
CT (h/d)	Tempo di pulizia giornaliero	0.083	VVFF Vicenza
TR (d/a)	Periodo di riscaldamento annuo	210	
RF (kg/m <sup>3</sup> )	Polverosità	1·10 <sup>-6</sup>	[4] (lavoratore in discarica)

## 2. Irraggiamento indoor

Si suppone che l'individuo stazioni accanto alla stufa (a 50 cm da essa) e ivi subisca irraggiamento esterno prodotto dalle ceneri contenute nella stufa. Si considera un tempo di permanenza di 10 ore al giorno e che ciò si ripeta per tutti i giorni della "stagione fredda" (210 giorni, da ottobre ad aprile inclusi). Si suppone l'equilibrio radioattivo tra Sr-90 e Y-90. Il quantitativo di ceneri presente nella stufa che si considera è di 80 g (tipicamente in un giorno si consumano due sacchi di pellet da 15 kg l'uno e le ceneri che si formano dalla combustione di un sacco di pellet sono pari a circa 40 g). La costante gamma specifica del Cs-137 consente di convertire l'attività di Cs-137 (Bq) in dose per unità di tempo (μSv/h), in funzione della distanza.

Simbolo	Grandezza	Valore	Referenza
i	Cs-137, Sr-90		
Cash,i (Bq/kg)	Concentrazione di attività nelle ceneri	24000 (Cs-137) 4700 (Sr-90)	
Mash,1l (kg)	Massa ceneri per 1 sacco di pellet da 15 kg	0.04	
NL	Numero di sacchi bruciati al giorno	2	VVFF Vicenza
Γ(Sv·cm <sup>2</sup> )/(Bq·h)	Costante gamma specifica per il Cs-137	8.94·10 <sup>-10</sup>	[6]
CT (h/d)	Tempo di permanenza giornaliero presso la stufa	10	
TR (d/a)	Periodo di riscaldamento annuo	210	
d (cm)	Distanza stazionamento stufa	50	
μ (cm <sup>-1</sup> )	Coefficiente attenuazione acciaio	0.553	[7]
x (cm)	Spessore pareti acciaio stufa	0.5	Azienda settore
Ke (μGy·cm <sup>2</sup> /Bq·MeV·h)	Costante gamma specifica per radiazione di frenamento da emettitori beta	1.25·10 <sup>-3</sup>	[8]
Fsr,Fy	Frazione di energia delle particelle beta convertita in gamma di frenamento	5.45·10 <sup>-3</sup> (Sr-90), 2.11·10 <sup>-2</sup> (Y-90)	[8]
Emax,sr,y (MeV)	End point energy	0.59 (Sr-90), 2.28 (Y-90)	
R (Sv/Gy)	Conversione da dose assorbita in aria a dose efficace	0.8 (Sr-90), 0.9 (Y-90)	[9]



Nel calcolo si tiene conto di un'attenuazione del 25% prodotta dalle pareti di acciaio della stufa (spessore 5 mm). Per quanto riguarda stronzio e ittrio (emettitori beta puri) è stato considerato l'irraggiamento dovuto alla radiazione di frenamento che si genera nell'interazione delle particelle beta con le pareti della stufa.

$$D_{cs} (\mu\text{Sv/a}) = (C_{ash,i} \cdot M_{ash,1l} \cdot NL \cdot \Gamma \cdot CT \cdot TR \cdot 10^6 \cdot e^{-\mu \cdot x})/d^2 \quad eq. 2$$

$$D_{sr} (\mu\text{Sv/a}) = [C_{ash,i} \cdot M_{ash,1l} \cdot NL \cdot CT \cdot TR \cdot K_e \cdot (F_{sr} \cdot E_{max,sr} + F_y \cdot E_{max,y}) \cdot R]/d^2 \quad eq. 2b$$

Algoritmi e parametri di calcolo sono tratti da [8], il coefficiente di conversione da dose assorbita in aria a dose efficace è tratto da [9] ed è relativo alla geometria rotazionale.

### 3. Irraggiamento terreno di casa

Si suppone che la cenere prodotta dall'uso giornaliero della stufa (80 g) sia distribuita nel terreno (orto) di casa (di estensione pari a 50 m<sup>2</sup>) e che ciò avvenga per tutti i giorni della "stagione fredda" (210 giorni, da ottobre ad aprile inclusi). Si suppone l'equilibrio radioattivo tra Sr-90 e Y-90. Per lo Sr-90 (e Y-90 in equilibrio) il coefficiente di dose efficace da irraggiamento [5] è relativo all'esposizione della pelle. Si ipotizza che l'individuo, per tutto l'anno, trascorra sul terreno di casa 1 ora al giorno, con contributo di Cs-137 e Sr-90 (e Y-90) e 10 ore al giorno dentro casa (con un'attenuazione dovuta alle pareti di 20%), con contributo del solo Cs-137.

$$d_{j,i} [\text{Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})] = [(C_{ash,i} \cdot M_{ash,1l} \cdot NL) \cdot (TR/365)]/A \quad eq. 4$$

**rateo di deposizione di Cs-137, Sr-90 al suolo (media annua)**

$$C_{dep,i} (\text{Bq}/\text{m}^2) = d_{j,i} \cdot (1 - e^{-\lambda_{rid,i} \cdot t_{ashd}}) / \lambda_{rid,i} \quad eq. 5$$

**Concentrazione superficiale di Cs-137, Sr-90**

$$D_i (\mu\text{Sv/a}) = C_{dep,i} \cdot DFi \cdot SOFi \cdot 10^6 \quad eq. 6$$

Simbolo	Grandezza	Valore	Referenza
i	Cs-137, Sr-90		
Cash,i (Bq/kg)	Concentrazione di attività nelle ceneri	24000 (Cs-137), 4700 (Sr-90)	
A (m <sup>2</sup> )	Superficie terreno di casa trattato con le ceneri	50	
Mash,1l (kg)	Massa ceneri per 1 sacco di pellet da 15 kg	0.04	
NL	Numero di sacchi bruciati al giorno	2	VVFF Vicenza
TR (d/a)	Periodo di riscaldamento annuo	210 (ottobre-aprile inclusi)	
$\lambda_{rid,i} (\text{d}^{-1}) = (\lambda_{d,i} + \lambda_{rimsoil})$	Costante di riduzione presenza nel suolo	2.03·10 <sup>-4</sup> (Cs-137), 2.05·10 <sup>-4</sup> (Sr-90)	[5]
$\lambda_{d,i} (\text{d}^{-1})$	Costante di decadimento	6.3·10 <sup>-5</sup> (Cs-137), 6.53·10 <sup>-5</sup> (Sr-90)	[5]
$\lambda_{rimsoil} (\text{d}^{-1})$	Costante di rimozione chimica nel suolo	0.00014	[5]
tashd (d)	Arco temporale esercizio pratica	365	
DFi (Sv/a per Bq/m <sup>2</sup> )	Coefficiente di dose efficace per unità di concentrazione superficiale	3.37·10 <sup>-9</sup> (Cs-137), 3.5·10 <sup>-9</sup> (Sr-90 + Y-90)	[10] (Cs) [5] (Sr)
SOFcs	Fattore di occupazione e schermatura per il Cs-137	0.126 (1 ora al giorno outdoor; 10 ore al giorno indoor con 20% schermatura delle pareti)	
SOFsr	Fattore di occupazione per lo Sr-90	0.042 (1 ora al giorno outdoor)	

Algoritmo di calcolo e parametri utilizzati (fattori di rimozione dal terreno) sono tratti da [5]; il coefficiente di dose efficace da irraggiamento per unità di concentrazione di attività di Cs-137 è tratto da [10].

Nel calcolo è stato impiegato, per il Cs-137 (che determina il contributo di gran lunga prevalente), il coefficiente di dose per irraggiamento di [10] e non quello di [5] poiché il primo ipotizza una distribuzione del nuclide all'interno di uno strato di terreno (spessore assunto 20 cm) laddove il secondo ne considera la presenza solo sulla superficie, con conseguenti variazioni in geometria ed autoassorbimento della sorgente importanti nella derivazione del coefficiente di dose.

Ancora, nel calcolo, è stato scelto un valore contenuto per il parametro "arco temporale esercizio pratica" (1 anno); si potrebbero effettivamente presentare casi di pratica pluriennale di distribuzione ceneri nel terreno di casa; la possibile sottostima associata alla dose è comunque ampiamente bilanciata da altre assunzioni assai cautelative (tutte le ceneri prodotte vengono distribuite nel terreno di casa, il contenuto di radioattività delle stesse è sempre quello "critico", ...).

#### 4. Ingestione di vegetali prodotti nel terreno (orto) di casa

Si suppone che la cenere prodotta dall'uso giornaliero della stufa (80 g) sia distribuita nel terreno (orto) di casa (di estensione pari a 50 m<sup>2</sup>) e che ciò avvenga per tutti i giorni della stagione fredda (210 giorni, da ottobre ad aprile inclusi). Si calcola la dose efficace annua per ingestione dei vegetali cresciuti sul terreno trattato, considerando che l'individuo consumi 82 kg all'anno di tali alimenti (circa 1/5 del consumo totale annuo di prodotti ortofrutticoli da parte di un individuo medio della popolazione). Si suppone l'equilibrio radioattivo tra Sr-90 e Y-90. Si ignora la via di contaminazione della deposizione diretta delle ceneri sul vegetale e si considera esclusivamente quella dell'assorbimento radicale dal terreno.

$$C_{wetveg,i} \text{ (Bq/kg)} = (C_{dep,i} \cdot T_{soilveg,i})/\rho \quad eq. 7$$

**Concentrazione di attività nel vegetale (peso fresco)**

$$D_i \text{ (}\mu\text{Sv/a)} = C_{wetveg,i} \cdot DFi \cdot H_{veg} \quad eq. 8$$

Simbolo	Grandezza	Valore	Referenza
i	Cs-137, Sr-90		
$C_{dep,i}$ (Bq/m <sup>2</sup> )	Concentrazione superficiale di attività nel terreno	Vedi eq. 5	
$\rho$ (kg/m <sup>2</sup> )	Densità superficiale del terreno	260	[5]
$T_{soilveg,i}$	Fattore di trasferimento suolo-vegetale	0.04 (Cs-137) 0.3 (Sr-90)	[5]
$DF_i$ ( $\mu$ Sv/ Bq)	Coefficiente di dose efficace per ingestione	$1.3 \cdot 10^{-2}$ (Cs-137) $2.83 \cdot 10^{-2}$ (Sr-90+Y-90)	[5]
$H_{veg}$ (kg/a)	Consumo di vegetali cresciuti sul terreno trattato	82	

Algoritmo di calcolo e parametri utilizzati (coefficiente di dose per ingestione, fattore di trasferimento suolo-vegetale, fattori di rimozione dal vegetale, ...) sono tratti da [5].

## Esposizione di privato che risiede nei pressi di un utilizzatore di pellet per riscaldamento

### 5. Emissione fumi dal camino della stufa

Si considera l'emissione dal camino della stufa per combustione di pellet la cui contaminazione da Cs-137 e Sr-90 sia pari a quella di tab. 2. Non si considera il contributo separato dell'Y-90 (in equilibrio con lo Sr-90 nel pellet) perché trascurabile. Si valuta che l'attività di Cs-137 e Sr-90 giornalmente emessa sia pari a quella complessivamente presente nei 2 sacchi da 15 kg di pellet bruciato con un fattore di abbattimento circa del 20% a tener conto della quota che non confluisce nei fumi emessi ma si ritrova nelle ceneri in fondo alla stufa; il rilascio si assume che duri per tutti i giorni della stagione fredda (210 giorni, da ottobre ad aprile inclusi). Il calcolo della dose efficace annua a un individuo che vive nei pressi del camino è eseguito con ricorso a un algoritmo semplificato tratto sempre da [5]: la semplificazione deriva da assunzioni del tutto cautelative che rendono la stima per questo scenario in presumibile, ampio eccesso; ad esempio che la situazione ipotizzata duri 30 anni (sempre con valori di concentrazione di attività di Cs-137 e Sr-90 del caso "estremo"). L'esposizione dell'individuo discende dall'inalazione e l'irraggiamento esterno dalla nube (a 20 m dal camino), dall'irraggiamento esterno per permanenza sul terreno contaminato (a 20 m dal camino), per ingestione di ortofrutta e latte/ carne prodotti sul terreno contaminato (rispettivamente a 100 m e a 800 m dal camino).

$$D_i (\mu\text{Sv/a}) = (C_{p,i} \cdot M_p \cdot NL \cdot TR \cdot AF \cdot DFi) / (365 \cdot 24 \cdot 3600)$$

eq. 10

Simbolo	Grandezza	Valore	Referenza
i	Cs-137, Sr-90		
C <sub>p,i</sub> (Bq/kg)	Concentrazione di attività nel pellet	240 (Cs-137) 47 (Sr-90)	
M <sub>p</sub> (kg)	Massa di un sacco di pellet	15	
NL	Numero di sacchi bruciati al giorno	2	VVFF Vicenza
TR (d/a)	Periodo di riscaldamento annuo	210	
AF	Frazione di Cs-137 o Sr-90 emesso dal camino sul totale	0.80	
DF <sub>i</sub> (μSv/a per Bq/s)	Coefficiente di dose efficace per unità di rilascio	160 (Cs-137) 51 (Sr-90)	[5]

### Risultati e conclusioni

In tab. 3 sono riportate le stime di dose efficace annua per individui della popolazione (caso "estremo") nei diversi scenari precedentemente descritti. Sono anche sommati i valori relativi ai primi 4 scenari, nell'ipotesi assai conservativa che essi riguardino cumulativamente il medesimo individuo (utilizzatore del pellet).

Tab. 3. Dosi efficaci individuali annue per gli scenari di esposizione a pellet e ceneri ipotizzati

Scenario	Dose Cs-137 ( $\mu\text{Sv/a}$ )	Dose Sr-90 ( $\mu\text{Sv/a}$ )	Dose totale ( $\mu\text{Sv/a}$ )
Inalazione indoor (1)	0.02	0.01	0.03
Irraggiamento indoor (2)	1.08	0.02	1.10
Irraggiamento terreno di casa (3)	3.28	0.22	3.50
Ingestione di vegetali (4)	1.27	4.42	5.69
Emissione da camino stufa (5)	6.14	0.38	6.52
Utilizzatore pellet (1÷4)	5.65	4.67	10.32
Vicino di casa (5)	6.14	0.38	6.52

La massima dose efficace individuale stimata è riferibile all'utilizzatore del pellet ed è di poco superiore a  $10 \mu\text{Sv/a}$ . Se si fossero utilizzati, come dati di input per il Cs-137, il massimo valore rinvenuto nelle ceneri ( $40000 \text{ Bq/kg}$ ) e il valore del campione di pellet correlato ( $300 \text{ Bq/kg}$ ), le dosi efficaci individuali dovute al Cs-137, all'utilizzatore di pellet e al suo vicino di casa, sarebbero rispettivamente aumentate del 40 % ( $7.9 \mu\text{Sv/a}$ ) e del 12 % ( $6.9 \mu\text{Sv/a}$ ). Utilizzando invece per il Cs-137 i dati medi di contaminazione ( $20 \text{ Bq/kg}$  nel pellet e  $2000 \text{ Bq/kg}$  nelle ceneri) e analogamente per lo Sr-90 (caso "estremo" diviso 12), le dosi efficaci totali individuali, per l'utilizzatore ed il suo vicino, non supererebbero il  $\mu\text{Sv/a}$ .

Sono esentate dalla normativa nazionale di radioprotezione le "pratiche" conformi ai criteri di non rilevanza radiologica corrispondenti, in termini di dose efficace individuale per il pubblico, a  $10 \text{ mSv/a}$ . Tale valore rappresenta un arrotondamento convenzionale rispetto alle poche decine di  $\mu\text{Sv/a}$  di cui parlano i documenti tecnici internazionali di riferimento (ad es. [1]). Le dosi di cui alla tab. 3 (ma anche il caso delle ceneri da  $40000 \text{ Bq/kg}$  di Cs-137), considerato anche che l'attività di cui si tratta non è una "pratica" (ma un "intervento"), si collocano dunque in un'area di non rilevanza radiologica.

In ultimo va rimarcato il fatto che le stime di dose qui prodotte hanno forti elementi di cautela: si pensi all'ipotesi che per un intero anno si tratti sempre con pellet/ceneri (400 sacchi di pellet) da contenuto di Cs-137 e Sr-90 pari al caso "estremo", che la parametrizzazione degli scenari è in genere conservativa, che, addirittura, per il calcolo del contributo al "vicino di casa" si assume che il fenomeno della combustione di pellet "critico" proceda da 30 anni ...

Non sembra, tuttavia, opportuno "archiviare" la questione pellet. La statistica sullo Sr-90 è assai modesta e, secondo alcuni autori, il rapporto tra stronzio e cesio in pellet e ceneri risulta assai variabile e anche superiore all'unità; questo potrebbe configurare situazioni con presenza di Sr-90 (per es. nelle ceneri da  $40000 \text{ Bq/kg}$  di Cs-137) non trascurabile. Vanno approfonditi i casi di rinvenimento di pellet con  $800 \text{ Bq/kg}$  di Cs-137 (quale concentrazione nelle ceneri?). Possono sussistere, dunque, situazioni che postulano l'adozione di provvedimenti, anche amministrativi, di cautela.

1. IAEA Safety Series n. 89 "Principles for exemption of radiation sources and practices from regulatory control", Vienna 1988
2. ICRP Publication 66, Annals of the ICRP vol. 24, n. 1-3, "Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection", Elsevier, Oxford, 1994
3. ICRP Publication 72, Annals of the ICRP vol. 26, n. 1, "Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5", Elsevier, Oxford, 1996
4. M. Pfingston et al., "TSD-Dose: A Radiological Dose Assessment Model for Treatment, Storage and Disposal Facilities", Argonne National Laboratory, 1998
5. IAEA Safety Report Series n. 19 "Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment", Vienna 2001
6. Radiation Protection Dosimetry "Radionuclide and Radiation Protection data handbook" Vol 98. N. 1, Nuclear Technology Publishing, Ashford, 2002
7. U.S. Dept. Health, Education and Welf, "Radiological Health Handbook", Rockville, 1970
8. C. Faloci et al. "Elementi di Fisica Sanitaria", CNEN, Roma, 1971
9. ICRP Publication 51, Annals of the ICRP vol. 17, n. 2-3, "Data for Use in Protection Against External Radiation", Elsevier, Oxford, 1987
10. Radiation Protection 122 "Practical use of concepts of clearance and exemption. Part 1", European Commission, 2001

Si ringrazia ISPRA (specificamente il collega Giuseppe Menna) per la collaborazione in ordine all'estrazione dei dati analitici su pellet e ceneri da relativa combustione dal database nazionale.



# Fukushima accident through Slovenian radioactivity monitoring

J. Kožar Logar<sup>1</sup>, M. Nečemer<sup>1</sup>, K. Vogel Mikuš<sup>2</sup>, B. Vodenik<sup>1</sup>, D. Glavič–Cindro<sup>1</sup>

1 - Jožef Stefan Institute, Jamova cesta 39, SI-1000 Ljubljana, Slovenia

2 - Department of Biology, Biotechnical Faculty, Večna pot 111, SI-1000 Ljubljana, Slovenia

## Abstract

After Fukushima accident additional attention was stressed to the aerosol and precipitation samples from regular monitoring programmes. Beside this additional mussel sample was taken and analysed in April 2011. In rain water samples, aerosol and iodine filters which were collected in the second half of March and in April 2011 I-131, Cs-134 and Cs-137 were detected. In May 2011 the activities of I-131 and Cs-134 were close or below detection limit and Cs-137 reached values from period before Fukushima accident. In mussel sample activities of I-131, Cs-134 and Cs-137 were below detection limit.

## Introduction

Consequences of Fukushima nuclear accident after earthquake and tsunami on March 11, 2011 concerned also Slovenians, but automatic stations of *Early warning network* in Slovenia haven't detected elevated radiation levels in the environment in such an extent that the alarm network should be activated according to *Rules on radioactivity monitoring (JV10)* [1]. As there haven't been any needs for official emergency monitoring programme of radioactivity, it hasn't been prepared and executed [2].

Department of low and medium energy physics at Jožef Stefan Institute (JSI) which participates in regular monitoring programmes of *Radioactive monitoring programme in the environment of Krško Nuclear Power Plant* and *Programme of global radioactive contamination monitoring in the environment of the Republic of Slovenia* on its own initiative decided to intensify the sampling and measurement frequency on regular sampling sites. These monitoring programmes include sampling and measurements of gamma-ray emitters in drinking, ground and surface water, precipitation, dry fallout, sediments, air filters, soil, food and feed staff. All samples are sampled in accordance with predefined time intervals. In water samples tritium concentrations are determined with liquid scintillation spectrometry. Some additional samples, for example mussels were collected and analysed as well.

## Regular monitoring programme

Within regular monitoring programme of the environment of Krško NPP aerosol samples are sampled at 8 locations around NPP. Aerosol sampling comprises continuous pumping of air through aerosol filters, which are exchanged every two weeks. Pumps are located at eight locations in the neighbourhood of Krško NPP (Spodnji Stari Grad, Krško – Stara vas, Leskovec, Brege, Vihre, Gornji Lenart, Spodnja Libna and Dobova) and in Ljubljana (control / reference location). Additionally sampling of iodine presented in air is performed separately with special pumps and filters at the same locations as that of the aerosol sampling locations (except for the locations Dobova and Ljubljana).

For aerosol sampling two different air pump systems with different air flow rates are used. Both were designed and constructed at the JSI. The regular system has two separate sampling lines

which allow parallel and independent sampling of aerosols and both aerosols and gas iodine in air at different flow rates. Aerosols are collected on a quartz filter with pore size  $0.45\ \mu\text{m}$  and area  $30\ \text{cm} \times 30\ \text{cm}$ , the average air flow rate is approximately  $11,000\ \text{m}^3/\text{month}$  or  $270\ \text{L}/\text{min}$ . Meanwhile, aerosols and iodine presented in air in molecular or atomic form are sampled through a plastic disc filter with diameter of  $9\ \text{cm}$  and height of  $5\ \text{cm}$ , at bottom side is quartz filter, upper part is filled with active charcoal impregnated with TEDA. These pumps work at low air flow rate of  $1,300\ \text{m}^3$  per month or  $30\ \text{L}/\text{min}$ .

At reference locations in Dobova and Ljubljana two pumps for aerosol sampling with high flow rate are placed. They permit sampling of high volume of air of  $150,000\ \text{m}^3/\text{month}$  or  $1,800\ \text{L}/\text{min}$  through a specially designed quartz filter with area  $0.87\ \text{m}^2$  and pore size  $0.45\ \mu\text{m}$  in the form of accordion. Due to high volume of pumped air these pumps are very sensitive and therefore also traces of radionuclides presented in the air can be detected.

Aerosol samples from regular pumps are normally collected fortnightly; radionuclide concentrations are determined with high resolution gamma-ray spectrometry on composed monthly samples. Samples of iodine in air are sampled and measured fortnightly, while aerosol samples from high flow rate pumps are normally sampled and measured monthly. In March 2011 sampling and measurements of all aerosol filters were performed fortnightly in order to detect more precisely fluctuation of concentrations of possible radionuclide contaminants originating from Fukushima accident.

The preparation of aerosols filters for measurements includes folding of filters and pressing them into the plastic container by a press in such a way that cylindrical sample form is achieved. Combined aerosol and charcoal filters are measured directly by gamma-ray spectrometry without any preparation and only activity of I-131 is determined. The spectra of gamma-ray emitters are in both cases collected for at least 20 hours.

Precipitation samples are collected in black plastic 50 L canisters through the stainless steel funnel with the area of  $0.25\ \text{m}^2$  and mounted  $1\ \text{m}$  above the ground. Funnel is designed in such a way that losses of sample due to drizzle are prevented. Monthly collected rain water samples are evaporated at  $70^\circ\text{C}$  to prevent losses of radionuclides. Finally dry residues are analysed with high resolution gamma-ray spectrometry. Since the rainfall samples are known as soft water with low content of natural salts,  $10\ \text{g}$  of oxalic and boric acid are added in order to simplify collection of dry residue after the evaporation process. The residue is then transferred in the plastic container and pressed in the disc form. The gamma-ray spectrometry measurements of water samples normally last at least for two days. Within the regular monitoring programmes in Slovenia monthly composite samples from precipitation collectors in Brege, Krško and Dobova in vicinity of Krško NPP and in Ljubljana (reference location) are taken.

Tritium analyses in precipitations are part of regular monitorings. The samples are decanted from the same barrels as for high resolution gamma spectrometry. Half litre is distilled as many times as is needed to reach conductivity below  $25\ \mu\text{S}/\text{cm}$ . After addition of  $\text{Na}_2\text{O}_2$  the sample is electrolytically enriched. The final volume of around  $16\ \text{mL}$  is distilled again with  $\text{PbCl}_2$ .  $8\ \text{mL}$  of distillate is mixed with liquid scintillation cocktail Hi Safe 3 and measured by liquid scintillation counter Quantulus 1,220 for 900 minutes in three cycles.

### Special mussels sampling and analysis

As it is expected that mussels accumulate heavy metals including caesium, we decided to sample and analyse them to trace deposition of radionuclides originating from Fukushima accident. Therefore  $3.68\ \text{kg}$  of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) was sampled on April 7, 2011 in Izola at the local shell breeder. They were transferred in the cooling bag to the JSI. In



order to extract mussels from shells, the mussels were put in the microwave oven for about 2 minutes. The shells, interior liquid and soft tissues were separated. 0.48 kg of whole soft tissues (WST) was rapidly frozen in a liquid nitrogen and freeze dried via the Alpha Christ freeze drier at  $-25^{\circ}\text{C}$  and 0.02 mbar for 2 days. Dry weight of WST was homogenized, transferred into a plastic container and pressed in the disc form. The concentrations of gamma-ray emitters were determined by measurement of this sample on high resolution gamma-ray spectrometry which lasted for 2 days. The remaining liquid from mussels with mass of 0.57 kg was measured by gamma spectrometry for 3 days.

Tritium analysis of sea water which was collected together with mussels was also performed. The sampling and measurement procedure was the same as for precipitation's samples except distillation procedure, which was repeated several times in the case of sea water to reach the criteria of  $25\ \mu\text{S}/\text{cm}$  for the conductivity.

Gross alpha/beta emitters were determined by liquid scintillation counting in the water residue which left after freeze drying of WST. 0.33 kg of water residue was acidified to pH 2.5. 200 mL of sample was concentrated by evaporation till the final volume of 8 mL which was mixed with 12 mL of liquid scintillation cocktail Ultima Gold AB. The measurement was performed in liquid scintillation counter Quantulus 1,220. The total counting time was 1,200 min (6 cycles, each 200 min). PSA determination was 70. The test sample was prepared directly from non-pre-concentrated water residue.

## Results and discussion

Influence of Fukushima accident in Slovenia was observed in measurement results of aerosol and charcoal filter samples and in precipitation samples in March and April 2011. In this time period samples of charcoal and aerosol filters were collected and measured fortnightly, rain water samples monthly. Beside this additional sample of sea mussels was taken and analysed. As a consequence of Fukushima accident artificial radionuclides I-131, Cs-134 and Cs-137 were detected in the aerosol and charcoal filters, as well as in precipitation samples. Beside this also traces of Te-132 were detected on aerosol samples collected with high volume aerosol pumps. None of these radionuclides was detected in significant concentrations and all of them were far below interventional levels stated for food (1 kBq/kg for I-131 and 0.2kBq/kg for Cs-137) and drinking water (0.1 kBq/kg for I-131 and 0.3kBq/kg for Cs-137) and therefore their impact to human health is negligible [2].

### I-131

In Fig.1 and 2 concentration of I-131 measured in aerosol and charcoal filters respectively are shown. It should be mentioned that traces of I-131 in samples of aerosols collected in Ljubljana and Dobova in the first half of March with high volume air pumps were detected. The measured activities of I-131 were in both cases very low,  $(1.1 \pm 0.6)\text{E}-06\ \text{Bq}/\text{m}^3$  in Dobova and  $(1.2 \pm 0.5)\text{E}-06\ \text{Bq}/\text{m}^3$  in Ljubljana. In all other aerosol filter samples collected on regular pumps measured activities were below detection limit of  $1\text{E}-05\ \text{Bq}/\text{m}^3$ . This was observed a little bit earlier than it was detected and reported in nearby sampling sites situated in neighbouring countries [3]. As it was mentioned above, these two high volume pumps are unique and accumulating ten times higher amount of air and therefore it can detect even traces of radionuclide contamination.

Contamination with I-131 was confirmed in the aerosols and iodine samples collected in the second half of March and in April 2011. The activities measured in second half of March were from  $(0.25 \pm 0.01)\ \text{mBq}/\text{m}^3$  in Ljubljana to  $(0.52 \pm 0.04)\ \text{mBq}/\text{m}^3$  in Brege. In April activities were for more than 3

Fig. 1. Results for I-131 in 2011 in iodine filters for seven locations in the vicinity of NPP Krško.

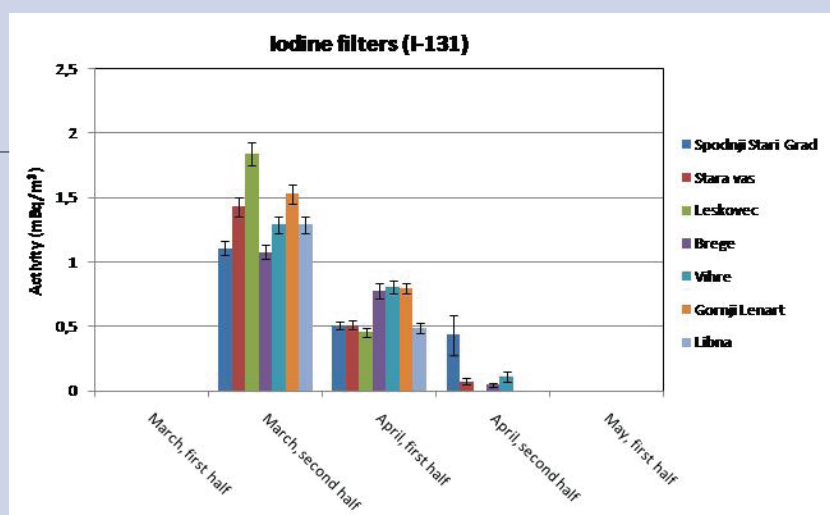
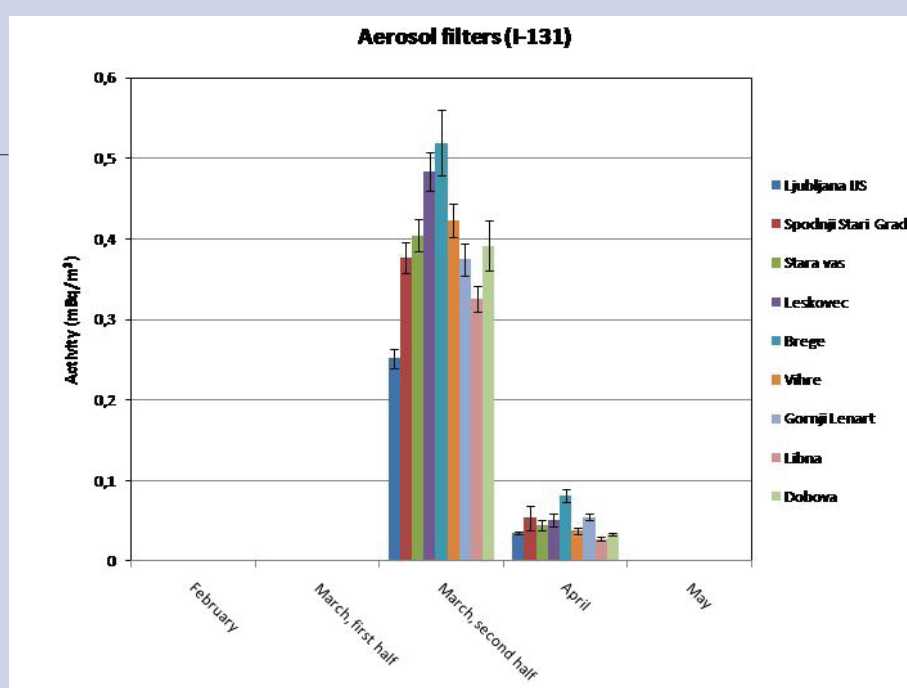


Fig. 2. Results for I-131 in 2011 on aerosol filters for Ljubljana and eight locations in the vicinity of NPP Krško.



times smaller, from  $(0.08 \pm 0.01)$  mBq/m<sup>3</sup> in Brege to  $(0.028 \pm 0.003)$  mBq/m<sup>3</sup> in Gornji Lenart. In May 2011 I-131 was below detection limit in all samples ( $<7$  μBq/m<sup>3</sup>). Concentrations of I-131 in all charcoal filter samples are for about one order of magnitude higher as in aerosol filters which indicates that radioactive iodine was more likely mixed with air and transported with air masses than by aerosol particles.

I-131 was present in all precipitation samples in March and April 2011 with concentrations from  $(13.7 \pm 1.9)$  Bq/m<sup>3</sup> in April in Brege to  $(76.3 \pm 7.1)$  Bq/m<sup>3</sup> in March in Krško. Measured data are presented in Fig. 3. Levels of I-131 in precipitation samples do not decrease so rapidly as in aerosol filters. In samples collected in May 2011 concentrations of I-131 were below the detection limit ( $<3$  Bq/m<sup>3</sup>). Measurement of sample of sea mussels didn't indicate any increased level of measured radioactive pollutant I-131. The activities of I-131 were below detection limit of 0,04 Bq/kg. Contrary slightly elevated level of I-131 of 0,08 Bq/kg was determined in the samples of sea shells collected by Italians in La Spezia (ENEA Marine Environment Research Centre). This was probably due to a fact that samples were collected immediately after rain on March 28, 2011

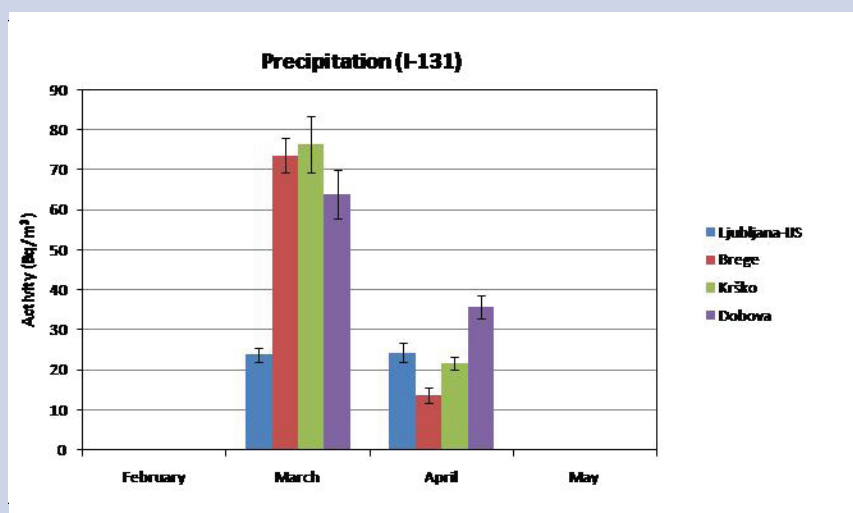


Fig. 3. Results for I-131 in 2011 in precipitation; Ljubljana and three locations in the vicinity of NPP Krško.

[3]. All results of concentration of radionuclides in mussels and liquid from mussels measured at JSI are collected in Table 1.

Sample code	P11-HM6320SI-41 (mussels - whole soft tissue)	P11-HM6320SI-42 (water from mussels)
ISOTOPE	Specific activity (Bq/kg)	
Be-7	4,2 ± 0,3	2,1 ± 0,2
K-40	39,2 ± 4,0	41,3 ± 4,2
I-131	<0,04 #	<0,03 #
Cs-134	<0,02 #	<0,03 #
Cs-137	<0,03 #	0,08 ± 0,03
Pb-210	3,5 ± 0,3	2,4 ± 0,2
Ra-226	0,20 ± 0,08	0,4 ± 0,1
Ra-228	<0,1 #	0,08 ± 0,06
Th-228	0,17 ± 0,03	0,13 ± 0,03
U-238	0,9 ± 0,5	3,3 ± 1,8

## Cs-134, Cs-137

In aerosol and precipitation samples both Cs-134 and Cs-137 isotopes were detected. In Figs. 4 and 5 concentrations of Cs-134 and Cs-137 measured in aerosol filters are shown and in Figs. 6 and 7 concentrations of Cs-134 and Cs-137 measured in rain water samples.

It can be seen from figures that in the second half of March radioactive plum from Fukushima reached our region and elevated levels of Cs-134 and Cs-137 were detected and measured in second half of March and in April. In May 2011 levels of radioactive contamination decreased to the level as they were in period before Fukushima accident. Some remains of contamination with Cs-134 are still seen in aerosol filters in May 2011, contrary Cs-137 is present in the

Fig. 4. Results for Cs-134 in 2011 on aerosol filters; Ljubljana and eight locations in the vicinity of NPP Krško.

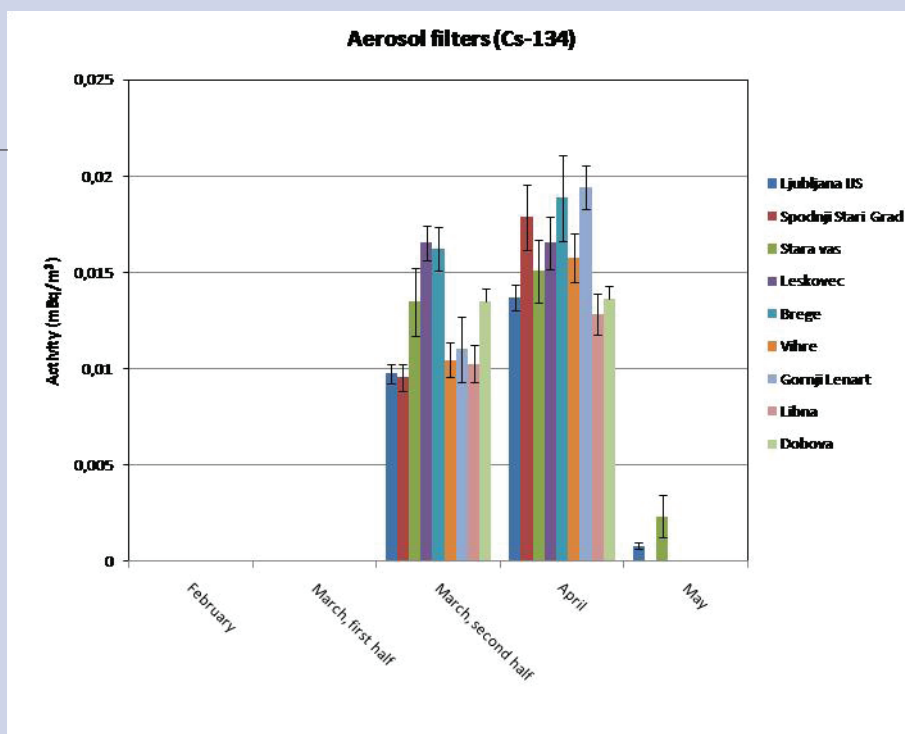
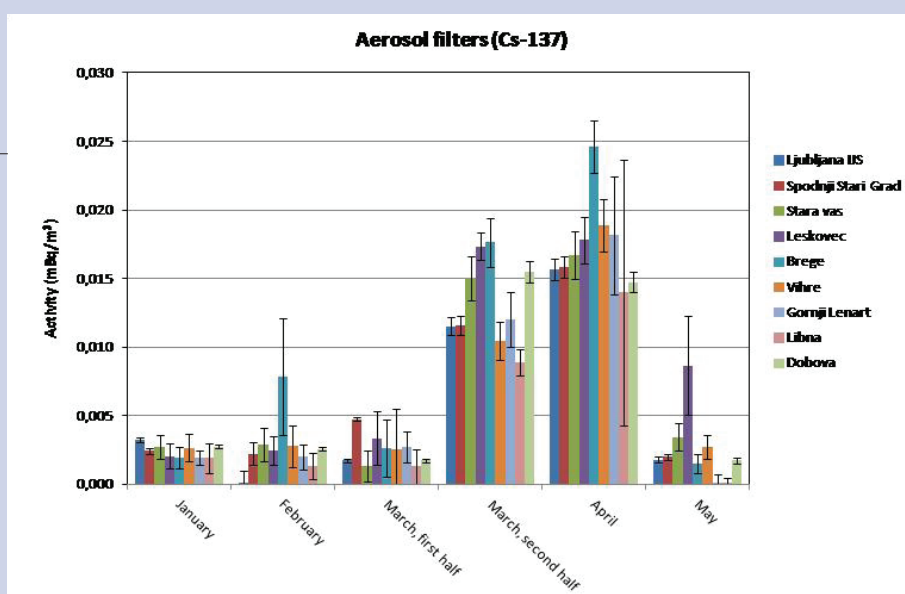


Fig. 5. Results for Cs-137 in 2011 on aerosol filters; Ljubljana and eight locations in the vicinity of NPP Krško.



environment as general radioactive contamination due to nuclear testing explosions and Chernobyl accident. Radioactive contamination of air and rain water with Cs-137 in May 2011 is on similar level as it was before Fukushima accident. The activities of Cs-134 and Cs-137 in mussels were below detection limit as well (Table 1).

### Gross alpha / beta

The values for gross alpha / beta emitters in the water residue after drying of WST were  $(0.65 \pm 0.04)$  Bq/kg and  $(0.32 \pm 0.02)$  Bq/kg respectively. In the case of alpha emitters, this means around half value as was determined in the WST while this ratio is much smaller for beta emitters. The observed ratio of alpha / beta emitters resembles to the ratio in the water and dissolved particles from inner part of mussels as were determined by high resolution gamma ray spectrometry.

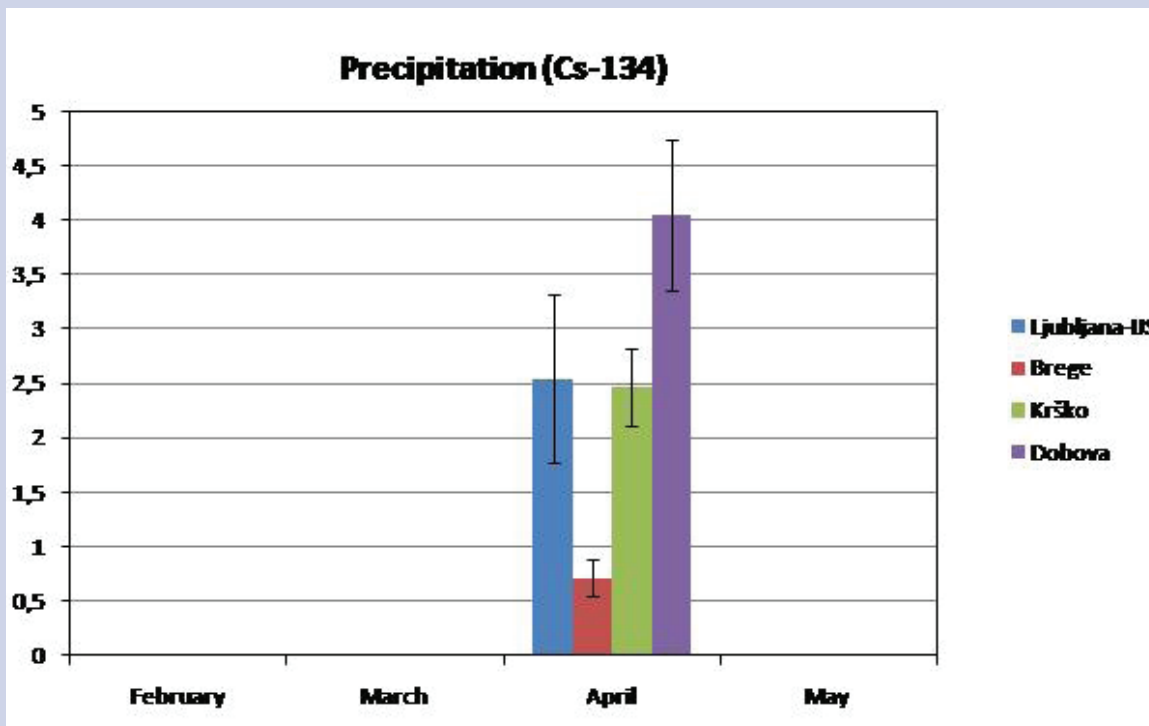


Fig. 6. Results for Cs-134 in 2011 in precipitation; Ljubljana and three locations in the vicinity of NPP Krško.

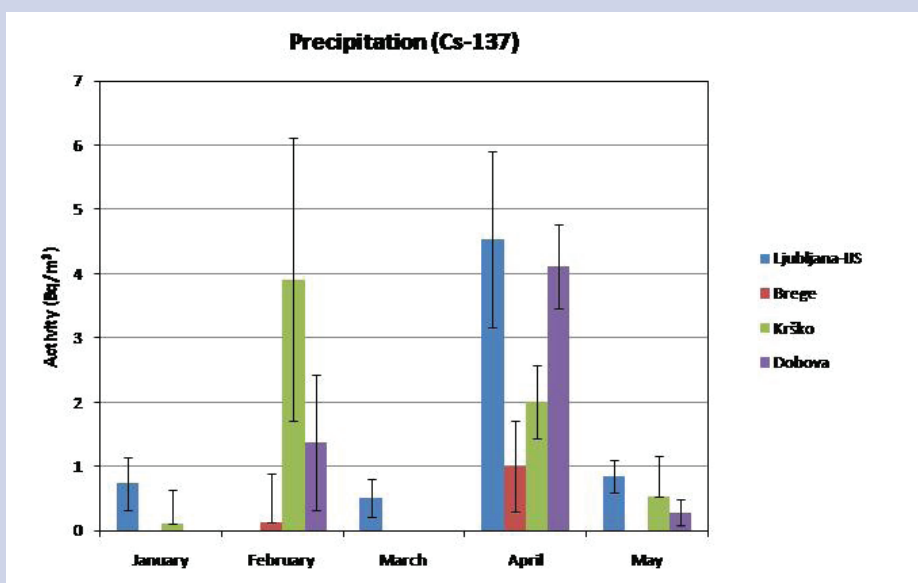


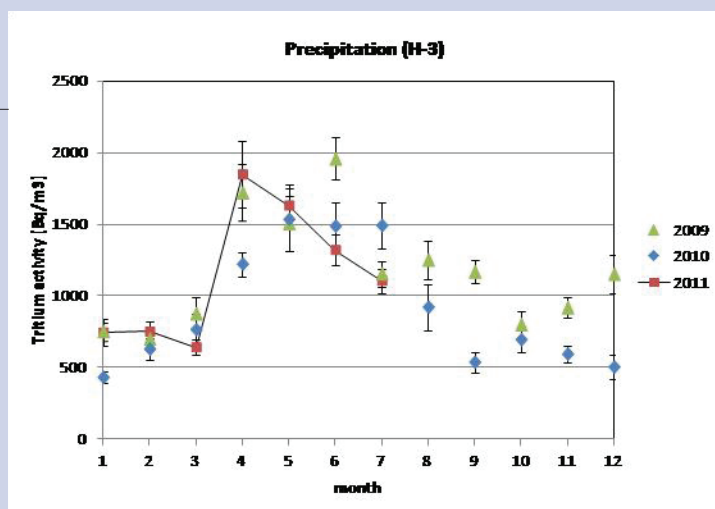
Fig. 7. Results for Cs-137 in 2011 for precipitation; Ljubljana and three locations in the vicinity of NPP Krško.

### H-3

Tritium in precipitations from Ljubljana doesn't show any significant elevated values which could be assigned to the Fukushima event. Activities in April and May are of the highest in the whole year, but this is usual observation what can be recognized also from figure 8, where the tritium activities for years 2009, 2010 and 2011 are represented.

Tritium in sea water is not on the regular monitoring programme, so the measured activity,  $(149 \pm 30) \text{ Bq/m}^3$ , can't be compared with usual values for the same site. However, several tritium activities of Adriatic sea were determined in 2007 during the international IAEA cruise [5]. The average value for surface layer (14 samples) was  $(162 \pm 57) \text{ Bq/m}^3$  and for surface coastal sea waters (4 samples) was  $(110 \pm 35) \text{ Bq/m}^3$ .

Fig. 8. Tritium activities in precipitations of Ljubljana for years 2009, 2010 and 2011.



## Conclusions

In second half of March and in April 2011 the influence of radioactive plum from Fukushima was detected in aerosol and precipitation samples in Slovenia, values are similar as measured at other laboratories within Europe and in accordance with predictions of Fukushima radioactive plum spread. In May 2011 the activities diminished and are reaching values from the time before Fukushima accident. That indicates that there were no additional releases from Fukushima NPP that reached region of Central Europe.

1. *Rules on radioactivity monitoring (JV10)*, Off. Gaz. of the RS 20/2007
2. *Nesreča v jedrski elektrarni Fukušima I ter njene posledice za EU in Slovenijo*, Statusno poročilo, URSJV, maj 2011
3. Roberta Delfanti, *Marine Environment and Sustainable Development*, ENEA, Marine Environment Research Centre, I-19100 La Spezia, Italy, private communication
4. *Decree on dose limits, radioactive contamination and intervention levels (UV 2)*, Off. Gaz. of the RS 49/2004
5. IAEA project TC-RER: *Marine Environmental Assessment of the Mediterranean Sea (RER-7003-9008)*, from 2005, still active





# Activities conducted in Germany by BfS after the Fukushima accident

*Augusto Giussani, Dietmar Nosske, Udo Gerstmann*

BfS – Federal Office for Radiation Protection – Oberschleißheim, Germany

This contribution will briefly describe the main activities conducted at BfS in the aftermath of the Fukushima accident.

A number of travellers returning from Japan who were suspected of having been exposed to the radionuclides released from the power plant were measured at the BfS incorporation laboratories in Berlin and Munich, showing minimal contaminations, mainly due to I-131, I-132, Te-132, Cs-134, and Cs-137.

The incorporation measurements performed all over Germany were coordinated by the “Leitstelle Inkorporationsüberwachung” (“Guidance agency for incorporation monitoring”), located at BfS, which issued also guidelines for the evaluation of the internal dose from the measurements’ results.

Simulations of the possible distribution and dispersion of the released contaminants in atmosphere and water were also performed in order to predict the possible scenarios and implement necessary countermeasures. The passage of the radioactive cloud over Europe was monitored by the network of 1800 environmental dose rate meters, which is run by BfS and covers the whole German territory.

Additionally, a telephone hotline with BfS experts was set up for citizens in need of detailed information and clarifications.

## Further informations

BfS – Federal Office for Radiation Protection  
Department Radiation Protection and Health  
Ingolstädter Landstr. 1, 85674 Oberschleißheim (Germany)

# The CODIRPA: a pluralistic and multi-disciplinary approach to post-accidental management facing in new questions raised by the Fukushima accident

*F. Gallay, D. Caamano, I. Mehl-Auget*

Autorité de Sûreté Nucléaire – Ionizing radiation and health Department

For several years, French public Authorities have defined an organisation for the management of emergency situations arising from an accident occurring at nuclear installations. So far, the management of the risk arising from the post-accident phase was, in itself, not explored with the same care. The Nuclear safety Authority (ASN), in relation with the other concerned departments, is in charge since 2005 to prepare and implement the necessary provisions to respond to a post-accident situations. In June 2005, ASN established the steering committee for the management of post nuclear or radiological emergency situations (CODIRPA). The definition of a national policy related to the management of the radiological risk during a post event situation having to integrate various organization aspects as : lifting of protection emergency provisions and rehabilitation of buildings, life in contaminated rural territories, agriculture and water, dose and radiological consequences sanitary surveillance of victims and population, indemnification, waste management of contaminated crops and soils and organization of Public Authorities. This initiative benefited from the results of research undertaken at European level since the Chernobyl accident, including the European program EURANOS, and of the involvement of French teams since the 90s in the management of contaminated territories of Belarus.

The CODIRPA mobilized more than 200 people, including representatives of relevant national administrations and their local representatives, utility and industrial representatives, technical service organisations, nuclear safety authorities from bordering countries to France, NGOs and local elected officials. As a result of this work, the ASN has developed a Guide for leaving the urgent phase, describing French policy, and is currently adapting this Guide for local application. This Guide will be completed by guidelines for the management of the transition phase and of the long term phase.

The Guide provides basic explanations and methods to assist in drawing up a local plan for the emergency phase way-out, subsequent to a nuclear accident of moderate magnitude causing short-term (under 24 hours) radioactive release, which could possibly occur in France. The accident situations considered in this Guide have little likelihood of arising and are representative of environmental contamination accidents that might occur at French nuclear facilities covered by a special intervention plan. Such accidents may cause environmental contamination warranting action for post-accident impact management within a range of ten to fifty kilometres from the accident site. To provide some perspective, the accidents considered here would be classified Levels 3, 4 or 5 (incidents or accidents causing release into the environment) on the INES scale customarily used to help the public and media to immediately understand the severity of an incident or accident in the nuclear field.

After the Fukushima accident, the CODIRPA identified new challenges :

1. A need for analyzing the consequences of a significant duration of the emergency phase, regarding evacuation, sheltering and iodine prophylaxis;
2. The necessity to consider the overlapping of the accident phases (emergency and post accidental phase);
  - a. Beginning of the so-called post-accidental phase while the radioactive discharges to the environment are still in progress (definition of the so-called emergency phase);
  - b. Opportunity to implement in a coordinated way

- i. the emergency protection actions (sheltering, stable iodine prophylaxis and short term evacuation);
- ii. the post-accidental protection actions (bans on food and feedstuffs, rehousing of the population for long periods);
3. The necessity to consider the significant contamination of the territory and need for implementation of post-accidental protective actions at a large scale (tens of kilometers).

# Measurement of isotopes at long distances from Fukushima: the case of Friuli Venezia Giulia region (NE Italy)

M. Garavaglia, C. Giovani, M. Godeassi, P. Di Marco, L. Piccini, S. Pividore and E. Scruzzi

SOS Fisica Ambientale – ARPA Friuli Venezia Giulia

## Abstract

The laboratory of environmental physics of the Friuli Venezia Giulia Regional Agency for Environmental Protection regularly performs gamma spectrometry measurements for monitoring of environmental radioactivity on foodstuffs and environmental matrices like airborne particulate, fallout and so on. After Fukushima accident, routine measurements were implemented with measurements on rain water, broadleaf vegetables and goat milk. In this paper the authors present a collection of all the results of the measurements performed from March, 24 to today on the different samples. Trends of I-131, Cs-137 and Cs-134 concentrations in airborne particulate and in fallout are shown. Furthermore a preliminary estimation map of the I-131 and Cs-137 deposition on Friuli Venezia Giulia territory was performed on the basis of the rainfall data. Finally the authors report the results of some measurements performed on non food products coming from Japan.

## Introduction

In the next pages are shown the results of the radiometric measurements performed on foodstuffs environmental matrices and non food products coming from Japan after the Fukushima accident.

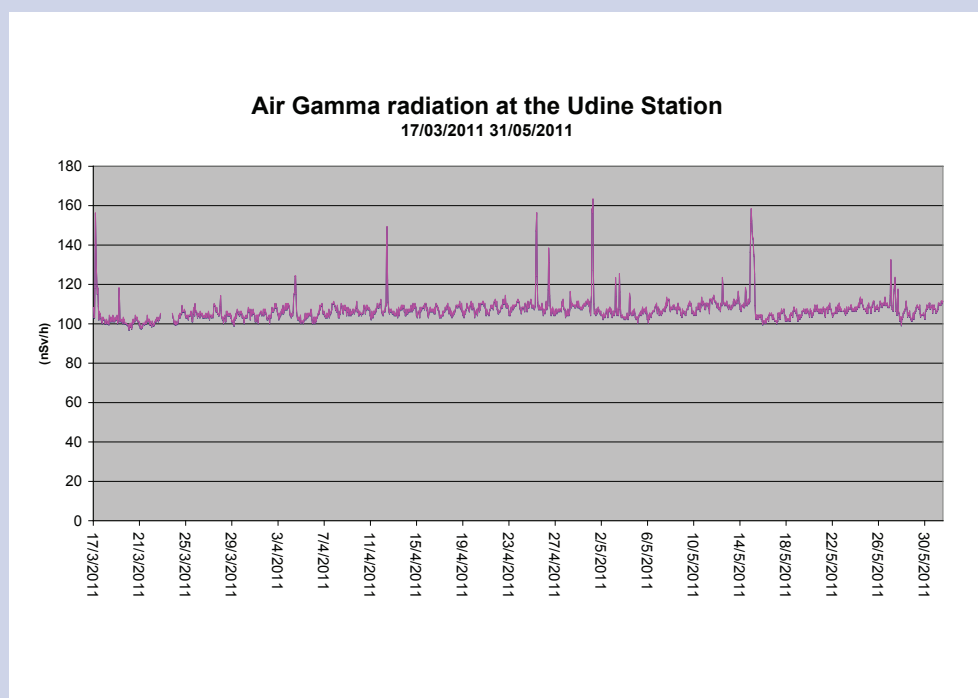


Fig. 1. Air gamma radiation at the Udine Station from 17/03/2011 to 31/05/2011: the peaks correspond to rainfall events.

Fig. 2. Daily rainfall at the Udine Station from 17/03/2011 to 31/05/2011.

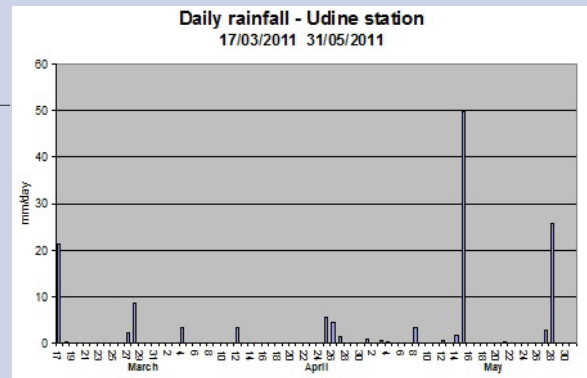


Fig. 3. Map of total rainfall on Friuli Venezia Giulia region: March 2011.

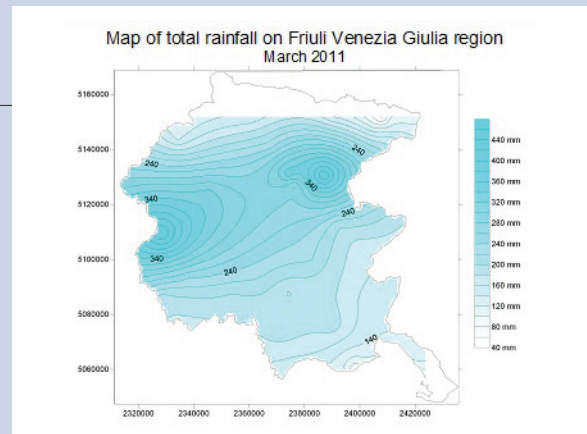


Fig. 4. Map of total rainfall on Friuli Venezia Giulia region: April 2011.

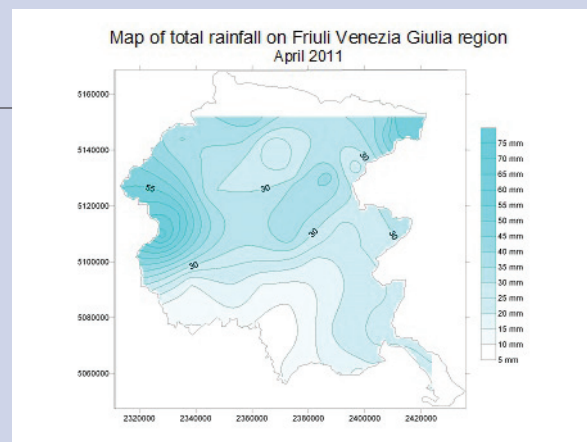
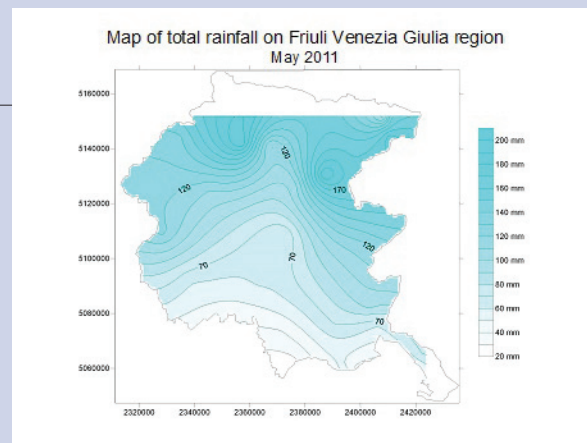


Fig. 5. Map of total rainfall on Friuli Venezia Giulia region: May 2011.



Luogo	data camp.	Cs-137	$\pm 1\sigma$	Cs-134	$\pm 1\sigma$	Be-7	$\pm 1\sigma$	I-131	$\pm 1\sigma$
MonteAperta	27/03/2011	2,20E-02	MDA	2,04E-02	MDA	1,80E+00	1,40E-01	2,50E-01	2,80E-02
MonteAperta	28/03/2011	6,40E-02	MDA	5,38E-02	MDA	5,70E-01	MDA	2,58E-01	4,50E-02
MonteAperta	04/04/2011	3,67E-02	MDA	3,10E-02	MDA	4,10E+00	2,70E-01	1,30E+00	1,10E-01
MonteAperta	12/04/2011	3,80E-02	MDA	3,18E-02	MDA	3,42E+00	5,00E-01	5,66E-02	1,50E-02
MonteAperta	25/04/2011	2,30E-01	2,30E-02	2,20E-02	MDA	6,40E+00	3,20E-01	3,84E-02	MDA
Udine	27/03/2011	8,43E-02	MDA	7,79E-02	MDA	2,45E+00	8,70E-01	4,96E-01	6,00E-02
Udine	28/03/2011	2,17E-02	MDA	2,08E-02	MDA	1,50E+00	1,30E-01	5,85E-01	3,10E-02
Udine	04/04/2011	2,15E-02	MDA	1,99E-02	MDA	2,08E+00	2,80E-01	7,90E-01	3,40E-02
Udine	12/04/2011	1,04E-01	1,35E-02	1,94E-02	MDA	1,03E+01	3,90E-01	3,04E-01	1,85E-02
Udine	25/04/2011	3,80E-02	MDA	3,50E-02	MDA	3,60E+00	2,80E-01	3,56E-02	MDA
Fusine	13/04/2011	1,01E-02	MDA	9,20E-03	MDA	5,60E-01	5,00E-02	1,16E-01	1,40E-02
Fusine	28/04/2011	1,36E-02	MDA	1,19E-02	MDA	8,30E-01	8,50E-02	2,92E-02	MDA
Fusine	04/04/2011	1,99E-02	MDA	1,79E-02	MDA	8,10E-01	1,16E-01	1,46E-01	MDA
Gorgazzo	25/04/2011	1,44E-02	MDA	1,27E-02	MDA	1,09E+00	9,00E-02	2,17E-02	MDA
Grado	04/04/2011	3,46E-02	MDA	3,16E-02	MDA	5,20E-01	1,40E-01	4,88E-01	8,00E-02
Polcenigo	28/03/2011	1,30E-01	MDA	1,20E-01	MDA	1,10E+00	MDA	1,50E-01	MDA
Pulfero	26/04/2011	2,89E-02	MDA	2,58E-02	MDA	2,09E-01	MDA	3,30E-02	MDA
Travesio	04/04/2011	2,37E-02	MDA	2,36E-02	MDA	2,36E-01	MDA	1,09E-01	3,80E-02
Travesio	12/04/2011	1,07E-01	MDA	1,00E-01	MDA	8,70E-01	MDA	5,80E-01	1,15E-01
Travesio	03/05/2011	3,70E-01	MDA	2,89E-01	MDA	2,43E+00	MDA	5,39E-01	MDA
Trieste	13/04/2011	5,30E-02	MDA	5,50E-02	MDA	4,30E-01	MDA	6,10E-02	MDA
Trieste	28/03/2011	1,40E-01	MDA	1,04E-01	MDA	1,19E+00	MDA	1,30E-01	MDA

Table I. Cs-137, Cs-134, Be-7 and I-131 concentration in rainfall (Bq/l).

Table II. I-131 concentration in milk of grass fed goat and in chicory.

Sample	Date	I-131	$\pm 1\sigma$	Units
Goat milk	02/04/2011	4,10E-01	2,70E-02	Bq/l
Goat milk	05/04/2011	4,44E-01	5,20E-02	Bq/l
Goat milk	06/04/2011	3,01E-01	4,17E-02	Bq/l
Goat milk	08/04/2011	4,34E-01	4,00E-02	Bq/l
Goat milk	14/04/2011	2,00E-01	2,30E-02	Bq/l
Chicory	31/03/2011	5,88E-02	1,40E-02	Bq/kg
Chicory	31/03/2011	4,10E-01	8,50E-02	Bq/kg
Chicory	04/04/2011	2,39E+00	7,00E-02	Bq/kg
Chicory	07/04/2011	3,88E-02	1,16E-02	Bq/kg
Chicory	27/04/2011	5,54E-02	MDA	Bq/kg
Chicory	05/05/2011	8,47E-02	MDA	Bq/kg

Fig. 6. I-131 concentration in airborne particulate at the Udine station from 28/03/2011 to 18/04/2011.

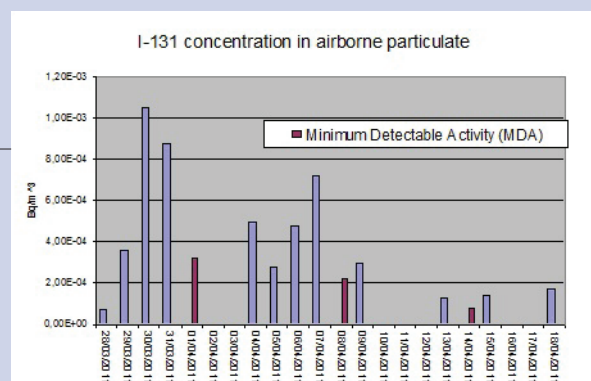


Table III. I-131 concentration in airborne particulate: Udine station (Bq/m³).

from	to	I-131	± 1σ
23/03/2011	28/03/2011	7,20E-05	1,30E-05
28/03/2011	29/03/2011	3,56E-04	9,50E-05
29/03/2011	30/03/2011	1,05E-03	7,00E-05
30/03/2011	31/03/2011	8,75E-04	1,20E-04
31/03/2011	01/04/2011	3,20E-04	MDA
01/04/2011	04/04/2011	5,00E-04	1,00E-04
04/04/2011	05/04/2011	2,80E-04	4,00E-05
05/04/2011	06/04/2011	4,80E-04	1,20E-04
06/04/2011	07/04/2011	7,20E-04	1,20E-04
07/04/2011	08/04/2011	2,20E-04	MDA
08/04/2011	09/04/2011	3,00E-04	1,50E-04
12/04/2011	13/04/2011	1,30E-04	3,20E-05
13/04/2011	14/04/2011	8,00E-05	MDA
14/04/2011	15/04/2011	1,40E-04	2,20E-05
15/04/2011	18/04/2011	1,70E-04	4,50E-05
18/04/2011	19/04/2011	8,00E-05	MDA
19/04/2011	20/04/2011	8,50E-06	MDA
20/04/2011	21/04/2011	1,90E-04	MDA
21/04/2011	22/04/2011	2,60E-04	MDA
22/04/2011	26/04/2011	9,00E-05	MDA
26/04/2011	27/04/2011	1,60E-04	MDA
27/04/2011	28/04/2011	1,29E-04	MDA
28/04/2011	29/04/2011	2,02E-04	MDA
29/04/2011	02/05/2011	7,90E-05	MDA
02/05/2011	03/05/2011	3,40E-04	MDA
03/05/2011	04/05/2011	1,40E-04	MDA
04/05/2011	05/05/2011	3,80E-04	MDA



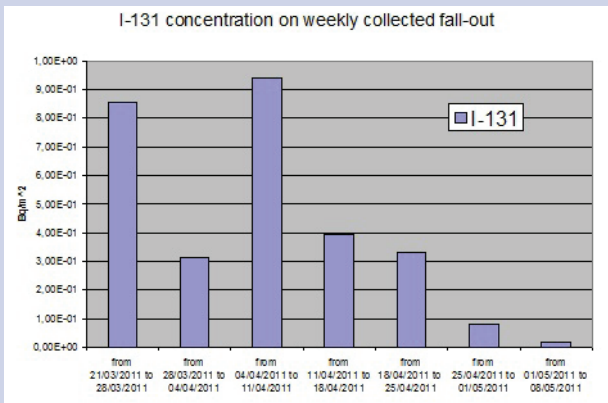


Fig. 7. I-131 concentration on weekly collected fall-out at the Udine station from 21/03/2011 to 08/05/2011.

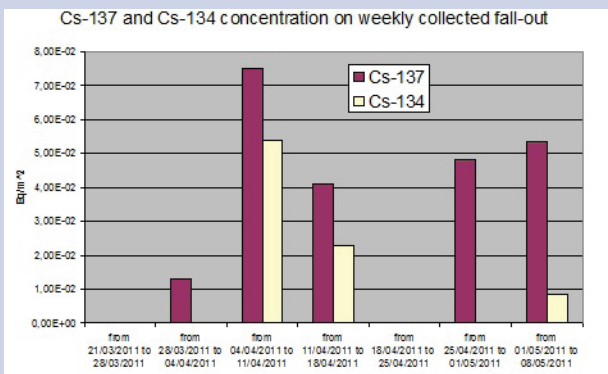


Fig. 8. Cs-137 and Cs-134 concentration on weekly collected fall-out at the Udine station from 21/03/2011 to 08/05/2011.

from	to	Cs-137	$\pm 1\sigma$	Cs-134	$\pm 1\sigma$	Be-7	$\pm 1\sigma$	I-131	$\pm 1\sigma$
21/03/2011	28/03/2011	2,81E-03	MDA	2,33E-03	MDA	7,06E+00	1,90E-01	8,55E-01	1,80E-02
28/03/2011	04/04/2011	1,30E-02	2,35E-03	3,48E-03	MDA	7,31E+00	2,41E-01	3,12E-01	1,21E-02
04/04/2011	11/04/2011	7,50E-02	3,70E-03	5,40E-02	2,25E-03	1,13E+01	4,00E-01	9,40E-01	2,70E-02
11/04/2011	18/04/2011	4,09E-02	3,02E-03	2,30E-02	1,75E-03	9,18E+00	1,30E+00	3,92E-01	7,00E-02
18/04/2011	25/04/2011	3,88E-02	MDA	3,58E-02	MDA	2,49E+01	1,80E+00	3,29E-01	7,00E-02
25/04/2011	01/05/2011	4,81E-02	6,00E-03	7,80E-03	MDA	3,34E+01	1,00E+01	7,96E-02	2,23E-02
01/05/2011	08/05/2011	5,36E-02	2,70E-03	8,50E-03	1,00E-03	2,68E+01	9,00E-01	1,87E-02	3,35E-03
08/05/2011	15/05/2011	7,66E-02	MDA	6,97E-02	MDA	1,41E+01	7,50E-01	1,82E-01	MDA

Table IV. I-131, Cs-137 and Cs-134 concentration on weekly collected fall-out (Bq/m³).

Fig. 9. Map of Cs-137 deposition on Friuli Venezia Giulia area: performed on the basis of rainfall data and rain Cs-137 concentration.

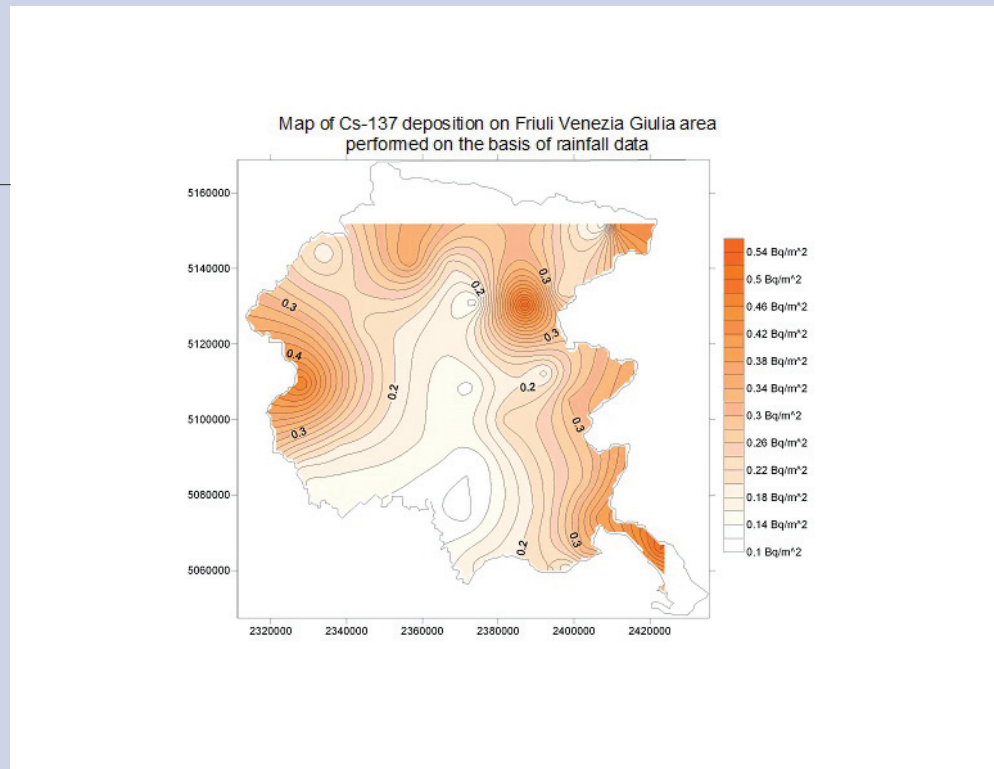
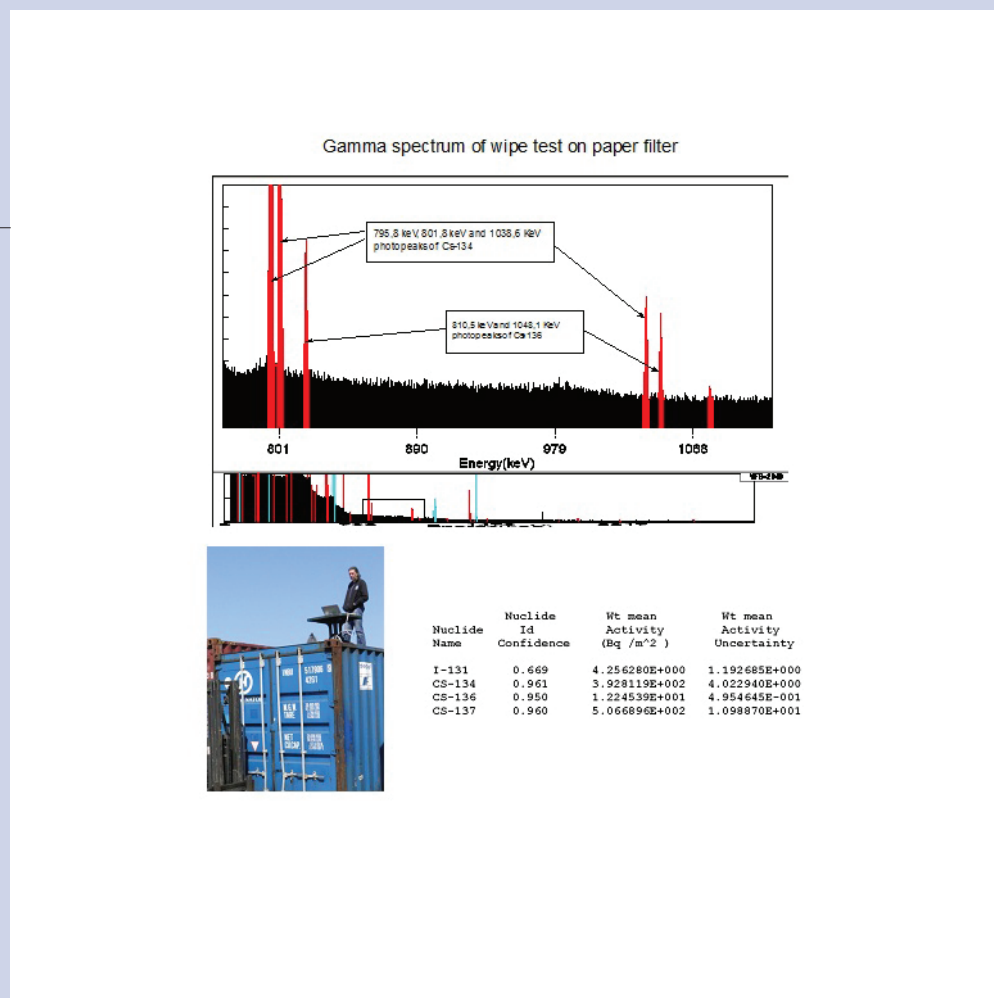


Fig. 10. Results of Gamma spectrum of wipe test on paper filter: the wipe test was made on the top of a transport container at the port of Trieste.



1. Giovani C., Padovani R., Scruzzi E., 1993 - *Spettrometria gamma su particolato atmosferico e fall-out a Udine: 1988-1993* - in: Atti del Primo Convegno Nazionale di Fisica dell'Ambiente: ricerca, monitoraggio, prevenzione, Brescia 15-17 dicembre 1993, pp. 433-436
2. Garavaglia M., Giovani C., Godeassi M., Piccini L. Scruzzi E. *Radionuclidi provenienti da Fukushima nell'acqua piovana del Friuli Venezia Giulia*



# Risultati delle misure di radioattività in aria presso l'Istituto Superiore di Sanità

*Cristina Nuccetelli<sup>o</sup>, Marco Ampollini<sup>o</sup>, Giulio Grisanti<sup>o</sup>, Francesco Tancredi<sup>\*</sup>*

<sup>o</sup> Dipartimento tecnologie e salute – Istituto Superiore di Sanità, Roma, Italia

<sup>\*</sup>Dipartimento ambiente e connessa prevenzione primaria – Istituto Superiore di Sanità, Roma, Italia

A seguito dei rilasci in atmosfera di rilevanti quantità di radioattività dall'impianto nucleare di Fukushima – Dai-ichi, di cui i più importanti si sono verificati dal 15 al 18 marzo, si è formata una nube radioattiva che si è diretta verso occidente e ha raggiunto l'Europa intorno al 24 marzo.

In previsione di ciò, si è deciso di riattivare la stazione per il campionamento del particolato atmosferico e dello iodio gassoso, situata sul tetto di uno degli edifici dell'Istituto Superiore di Sanità. La pompa in dotazione ha permesso di campionare circa 115 m<sup>3</sup> di aria al giorno.

Sia i filtri di carta che quelli in carbone attivo sono stati misurati con due catene di spettrometria gamma con rivelatori HPGe di 70% e 30% di efficienza e, dalla analisi dei risultati, sono emersi interessanti quesiti relativi all'efficienza dei supporti di campionamento, in particolare sui filtri in carbone attivo.

In occasione di questo convegno si intendono presentare i risultati di queste misure e confrontarle con i risultati ottenuti con analoghi campionamenti e misurazioni effettuati in Istituto dopo l'incidente di Chernobyl.



# Attività dell'ARPA Valle d'Aosta per Fukushima

Claudio Operti, Giovanni Agnesod

ARPA Valle d'Aosta - loc. Grande Charrière, 44 - 11020 Saint-Christophe (AO)

L'ARPA della Valle d'Aosta, a partire dalle consolidate procedure radiometriche ambientali da anni in uso e in continua evoluzione per il monitoraggio del proprio territorio, ha fatto fronte alla necessità di informazione sulla presenza in ambiente di radionuclidi in conseguenza dell'incidente alla centrale di Fukushima apportando essenzialmente alcuni potenziamenti operativi:

- affiancamento al campionatore di particolato atmosferico dedicato in continuo al monitoraggio radiometrico di un secondo dispositivo ad alto flusso, messo a disposizione dalla Sezione Aria dell'Agenzia;
- estensione anche al sabato e alla domenica della cadenza giornaliera per campionamento, misura e trasmissione dati del particolato atmosferico, con iniziativa e disponibilità dell'operatore;
- campionamento settimanale delle deposizioni atmosferiche, affiancato al normale campionamento mensile;
- misure su campioni di neve caduta in quota nei giorni di fine marzo, raccolti a cura della A.O. Cambiamenti Climatici dell'Agenzia in diverse località del territorio regionale;
- rilievi su latte caprino, bovino, verdura a foglia larga ed erba appositamente campionati.

Questo ha permesso di acquisire dati e costruire informazione in modo adeguato all'evoluzione temporale dei fenomeni di trasporto e deposizione in corso, come riassunto nelle figg. 1, 2, 3, 4 e 5. I dati rilevati per le varie matrici sono stati inviati giornalmente ad ISPRA e inseriti nel database RADIA. Le informazioni sono state rese disponibili alla popolazione con aggiornamento giornaliero attraverso il sito internet dell'Agenzia [www.arpa.vda.it](http://www.arpa.vda.it), che, nell'ultima settimana di marzo 2011, ha fatto registrare una crescita enorme di accessi alle pagine dedicate alla

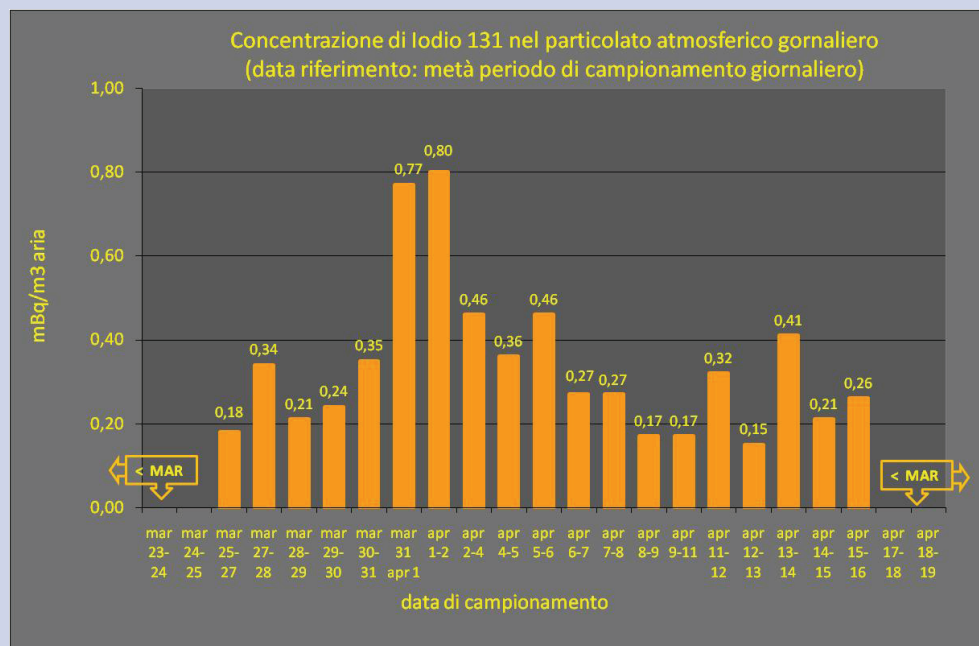


Fig. 1. Concentrazioni giornaliere di I 131 nel particolato. Punto di misura: Saint-Christophe – sede ARPA VdA.

Fig. 2. Concentrazione di I 131 nelle deposizioni settimanali.  
Punto di misura: Saint-Christophe – sede ARPA VdA.

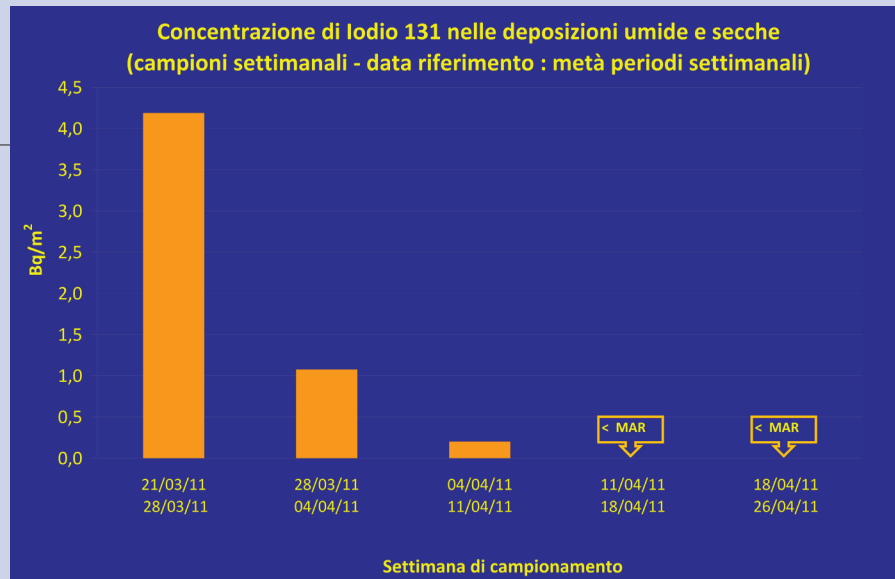


Fig. 3. Concentrazione di I 131 nelle precipitazioni nevose.  
Punti di misura: vari sul territorio regionale.

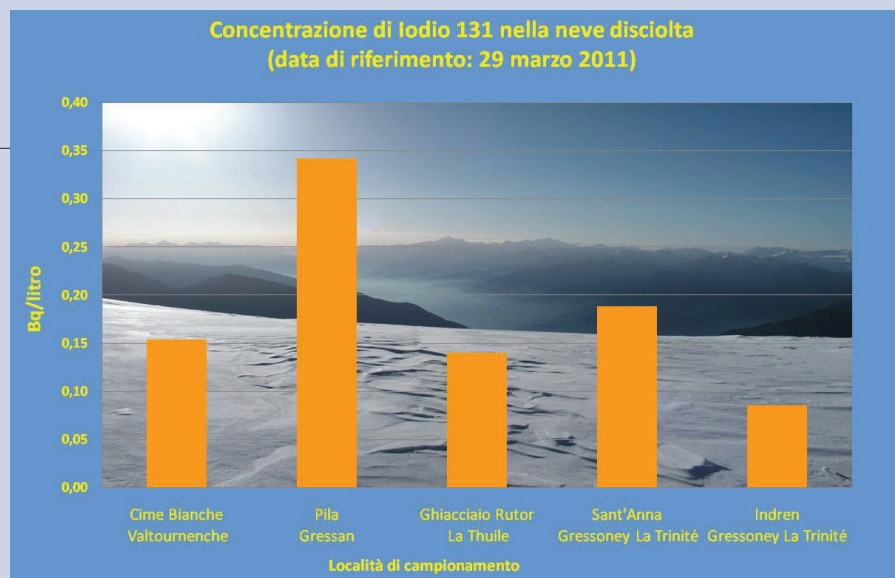
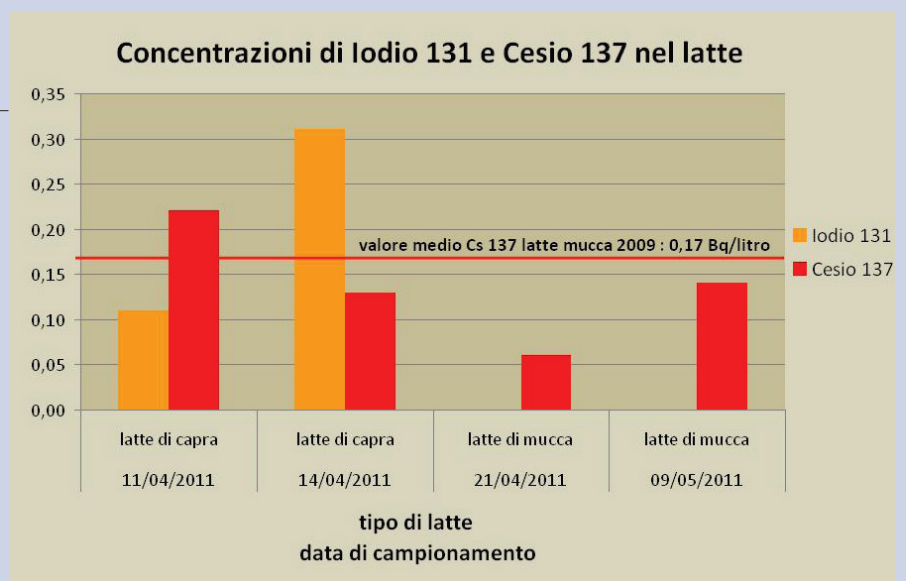


Fig. 4. Concentrazione di I 131 e Cs 137 nel latte di produzione locale.





radioattività ambientale, con richiamo diretto all'evento Fukushima riportato in evidenza nella homepage.

E' importante sottolineare due aspetti che hanno permesso di far fronte in modo efficace alle particolari esigenze di intensificazione del monitoraggio e di comunicazione richieste dalla situazione:

- Il fatto di operare in una struttura – ARPA – che si occupa di ambiente a tutto campo. Questo ha reso facile, si può dire "naturale", il supporto da parte dei colleghi attivi in altre Aree operative nell'allestimento di strumentazione di campionamento, e nel prelievo rapido di campioni ambientali su tutto il territorio regionale.
- La stretta collaborazione e lo scambio di informazione continuo con i colleghi di altre Agenzie. In questo modo si è proceduto ad una interpretazione dei dati via via acquisiti e dell'evolversi della situazione in modo condiviso, costruendo e presentando un quadro di impatto solido e accurato.

Gli aspetti sopra citati non vanno letti solo in chiave di logistica operativa richiesta dalle circostanze e dettata dal buon senso e dalla buona volontà, ma interpretano invece le necessità di sistema necessarie per fare fronte ad attività integrate su scala globale, come è connesso alla radiometria ambientale, e in generale ai temi e problemi dell'ambiente.

Oltre che attraverso il sito internet, la comunicazione al pubblico è avvenuta attraverso la predisposizione di comunicati stampa, in comune con l'Assessorato regionale al territorio e ambiente, e la partecipazione a conferenze pubbliche e trasmissioni televisive e radiofoniche. Nell'informazione al pubblico, ponendo costante attenzione nell'unire completezza dei dati, precisione di termini e concetti e chiarezza espositiva, si è avuto cura di mettere in evidenza:

- L'accuratezza e la regolarità dei rilievi radiometrici effettuati a regime dall'ARPA, condizione necessaria sia per poter intensificare le azioni, come richiesto dalle circostanze, sia per una corretta interpretazione dei dati rilevati.
- L'essere parte di una Rete nazionale (rete RESORAD, coordinata da ISPRA), con interscambio di dati e di informazioni e costruzione di un quadro conoscitivo generale;
- La non rilevanza radioprotezionistica dei livelli di concentrazione rilevati, con confronto

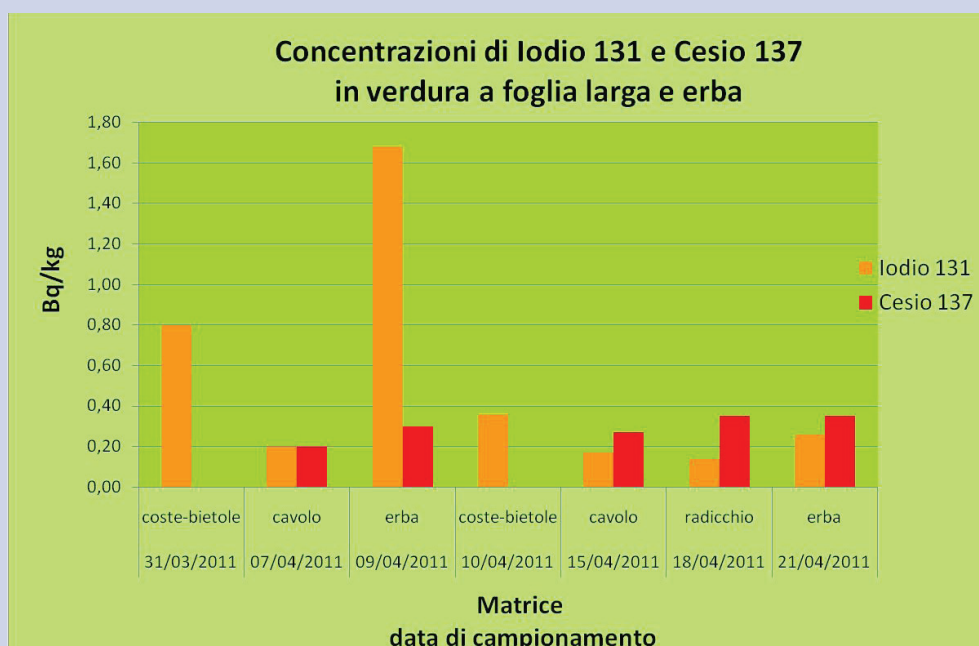


Fig. 5. Concentrazione di I 131 e Cs 137 in verdura a foglia larga ed erba. Punti di prelievo: circondario di Aosta.

sia con livelli derivati dalla normativa, sia con i dati di 25 anni prima collegati all'evento Chernobyl, che di fatto costituisce un riferimento vissuto per l'esperienza collettiva.

- La necessità di un sistema forte di monitoraggio radiometrico ambientale, considerata la diretta prossimità al territorio della Valle d'Aosta di una tra le più alte concentrazioni mondiali di impianti nucleari.

Infine, si è sottolineata la necessità di uno sguardo largo nello spazio e nel tempo per la considerazione delle dinamiche ambientali, di cui l'uomo è parte: dall'effetto di un evento catastrofico in Giappone che si rende avvertibile anche da noi, alla considerazione che il sistema è globalmente interconnesso, e tutto riguarda tutti. Una prospettiva generale è diventata obbligatoria per il presente e il futuro umano sulla terra.

## Informazioni

Giovanni Agnesod: [g.agnesod@arpa.vda.it](mailto:g.agnesod@arpa.vda.it)

# Serie temporali di gamma emettitori in matrici atmosferiche (PM<sub>10</sub> e Bulk deposition) in stazioni in quota dell'Emilia – Romagna

Laura Tositti<sup>a</sup>, Domiziano Mostacci<sup>b</sup>, Erika Brattich<sup>a,c</sup>, Giorgia Cinelli<sup>a,c</sup>, Alberto Previti<sup>b</sup>, Silvia Sandrini<sup>a</sup>, Daniela Baldacci<sup>a</sup>, Silvia Parmeggiani<sup>a</sup>

- a. Dipartimento di Chimica «Giacomo Ciamician», Laboratorio di Chimica Ambientale e Radioattività, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, Bologna, Italia : laura.tositti@unibo.
- b. Laboratorio di Ingegneria Nucleare di Montecuccolino, DIENCA, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, via dei colli 16, 40136 Bologna, Italia
- c. Dipartimento di Scienze della Terra e Geologico-Ambientali, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, Bologna, Italia

## 1. Introduzione

L'11 Marzo 2011 un terremoto di magnitudo 9 (38.322°N 142.369°E) si è verificato in mare a circa 72 km Est della penisola di Tōhoko (Giappone) e 150 km Nord-Est dagli impianti della centrale nucleare di Fukushima Dai-ichi (USGS, 2011), alla profondità di 32 km. Al momento del sisma le unità 1-2-3 erano in funzione a piena potenza, mentre le 4-5-6 erano ferme per manutenzione ordinaria. Gli elementi di combustibile dell'unità 4 erano stoccati nelle piscine adibite a questa funzione, mentre quelli delle unità 5 e 6 erano inseriti nel nocciolo (Nisa, 2011). A seguito del sisma, uno tsunami con onde di 14 m ha scavalcato il muro di protezione esistente alto 5.7 m e si è abbattuto sulla centrale mettendo fuori uso i generatori collocati nei sotterranei degli edifici turbina (JMA, 2011; IAEA, 2011).

A seguito della perdita di raffreddamento i noccioli delle unità 1-2-3 hanno subito seri danni, inizialmente dovuti agli sfoghi del circuito primario e poi ai danneggiamenti degli edifici del reattore dovuti a probabili esplosioni causate dalla reazione chimica acqua-zirconio con produzione di idrogeno, gas noto per la sua pericolosità. L'edificio dell'unità 4 ha subito danni ed è stata rilasciata radioattività dalla piscina di combustibile esausto. Le unità 5 e 6 hanno raggiunto il 20 Marzo 2011 la cosiddetta condizione di "arresto freddo" senza significativi problemi (NISA, 2011).

L'emissione nell'ambiente ed in particolare in atmosfera di radionuclidi è iniziata il 12 Marzo 2011. Tra tutti i radionuclidi coinvolti, sono stati rilasciati in maggiori quantità in particolare <sup>131</sup>I ed isotopi del Cesio (NISA, 2011).

Secondo l'istituto Rhenish per la ricerca ambientale dell'università di Colonia (Germania) una nube contenente radioattività è stata rilasciata dalla centrale nucleare di Fukushima. I radionuclidi sono stati trasportati attraverso il Pacifico, verso il Nord del Giappone in direzione dell'oceano Artico, da cui attraversato l'Atlantico, sopra l'Islanda, sono stati poi rilevati in Europa, nonostante la dispersione ed il *washout* avvenuti lungo il percorso (Jakobs, 2011).

In Europa i primi segni di rilascio sono stati notati sette giorni più tardi ed il primo picco di attività è stato registrato fra il 29 e il 30 Marzo (Masson *et al*, 2011). I primi dati di *fallout* radioattivo in Europa sono stati riportati dal 24 Marzo 2011 da scienziati dell'Università Aristotele di Salonicco (40°38'N, 22°58'E), in Grecia (Manolopoulou *et al*, 2011).

Da una prima stima dell'Agenzia Giapponese per la sicurezza nucleare e industriale (NISA), la sorgente consisteva di circa 150 PBq di <sup>131</sup>I e tra 6e 12 PBq di <sup>137</sup>Cs (NISA, 2011). I valori dei

picchi registrati nel particolato in Europa dal 28 Marzo fino al 5 Aprile variano da valori inferiori di  $1 \text{ mBq m}^{-3}$  fino a  $6 \text{ mBq m}^{-3}$  per lo  $^{131}\text{I}$  (Masson, 2011).

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di caratterizzare la radioattività atmosferica naturale e artificiale nella regione Emilia Romagna (Italia) a seguito dell'incidente di Fukushima, mediante misura dei radionuclidi presenti nella frazione  $\text{PM}_{10}$  dell'atmosfera, monitorata di routine nella stazione di Monte Cimone dal 1998 e a Montecuccolino in occasione dell'incidente. L'utilizzo dei radiotraccianti atmosferici sia naturali sia artificiali rappresenta infatti un approccio molto efficace e storicamente consolidato per la caratterizzazione dei meccanismi di trasporto e di trasformazione che si verificano in atmosfera a scala locale, regionale e sinottica. Inoltre, la disponibilità di questi dati consente il confronto fra la frazione di dose atmosferica di *background* con l'apporto dei radionuclidi artificiali prodotti dal trasporto della nube radioattiva di Fukushima, dato di fondamentale importanza per la corretta valutazione di eventuali rischi addizionali per la popolazione.

L'analisi delle *back-trajectories* e dei risultati di modelli di dispersione Lagrangiana sono stati infine utilizzati per descrivere il transito della nube radioattiva da Fukushima all'Italia, associato ai processi di dispersione e rimozione nella troposfera.

## 2. Siti di campionamento

Il campionamento di aria è stato effettuato in due siti (Figura 1): Montecuccolino, dall'1 Aprile 2011, e Monte Cimone dall'8 Aprile 2011.

### Montecuccolino

Il laboratorio di Montecuccolino ( $42^{\circ}27'N$ ,  $11^{\circ}19'E$ ) si trova ai piedi dei Colli Bolognesi, dista 3.5 km dal centro della città di Bologna, a un'altezza di 273 m s.l.m.

Montecuccolino è sede del Laboratorio di Ingegneria Nucleare dell'Università di Bologna, fondato negli anni '60 e attivo nel campo dei reattori nucleari, nella fisica dei plasmi e nella radioprotezione. Il laboratorio di Montecuccolino ospita anche l'Istituto di Radioprotezione dell'ENEA (Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile).

### Monte Cimone

La stazione di Monte Cimone dell'Aeronautica Militare Italiana è una piattaforma di ricerca per l'osservazione di parametri meteorologici e climatologici di rilevanza internazionale (<http://www.isac.cnr.it/cimone/>). Presso la stazione anche l'ISAC - CNR (Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima del Consiglio Nazionale delle Ricerche), e le Università di Bologna e di Urbino svolgono attività di ricerca da diversi anni. In passato è servita anche come uno dei siti italiani di monitoraggio del test di *fallout* da armi nucleari, attività dismessa negli anni '90 (Dietrich *et al.*, 1997).

Oltre alla meteorologia, l'Aeronautica Militare italiana gestisce la raccolta dei dati di  $\text{CO}_2$  atmosferica, che attualmente costituiscono la serie temporale più lunga (dal 1979) di questo gas serra in Europa. La stazione ha un ruolo attivo dentro la rete WMO - GAW (*World Meteorological Organization - Global Atmospheric Watch*) ed è stata recentemente promossa a "stazione globale" (<http://www.cnr.it/cnr/news/CnrNews?IDn=2198>). la rete WMO - GAW include tra i parametri osservati non solo specie stabili come i gas serra ed il particolato atmosferico, ma anche traccianti radioattivi per il loro ruolo efficace nella descrizione quantitativa della dinamica atmosferica (WMO-GAW, 2004).

Il Monte Cimone (MTC,  $44^{\circ}12' N$ ,  $10^{\circ}42' E$ ) è la cima più elevata degli Appennini settentrionali

(2165 m a.s.l.), che divide il nord Italia dal centro Italia e dal bacino Mediterraneo. Oltre ad avere un orizzonte libero su 360° ed essere sufficientemente lontano da città ed aree industrializzate, MTC ha un'altezza tale per cui la stazione di misura "O. Vittori" si trova al di sopra dello strato limite planetario per la maggior parte dell'anno (Winkler *et al.*, 1998). In questo modo le misure di specie chimiche atmosferiche effettuate in questo sito si possono considerare rappresentative della troposfera libera sud-europea (Bonasoni *et al.*, 2000; Fischer *et al.*, 2000), sebbene non si possa escludere completamente un'influenza del CBL (*Continental Boundary Layer*), specie durante i mesi caldi, a causa dell'aumentato rimescolamento verticale (termoconvezione) e i regimi di brezza di montagna e di valle (Fischer *et al.*, 2000; Cristofanelli *et al.*, 2007).

Per queste ragioni, il sito di misura rappresenta un luogo ideale per investigare l'influenza del trasporto atmosferico regionale e sinottico di masse d'aria di origine transfrontaliera tra cui l'inquinamento prodotto nella zona balcanica e/o il trasporto di polveri minerali dai deserti (Marinoni *et al.*, 2008).

### 3. Materiali e Metodi

I radionuclidi naturali  $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  ed il "carico" di aerosol in forma  $\text{PM}_{10}$  vengono misurati



Figura 1. Mappa dove sono indicate le posizioni dei siti di Monte Cimone e Montecuccolino (Planiglobe, kk&w - digital cartography).

regolarmente alla stazione di Monte Cimone a partire dal 1998 mediante un campionatore di  $\text{PM}_{10}$  <sup>(1)</sup> ad alto volume (Thermo Environmental Instruments Inc. – Flow rate =  $1.13 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ ). Il particolato atmosferico ha dimensione compresa fra 1-2 nm e qualche decina di  $\mu\text{m}$ . Va evidenziato come le particelle superiori al  $\mu\text{m}$  costituiscono una frazione molto ridotta della popolazione complessivamente presente in atmosfera a causa della rapida rimozione gravitazionale. La scelta del campionamento di  $\text{PM}_{10}$  si basa sulla ben nota distribuzione dei radionuclidi considerati che tendono a popolare la frazione fine ( $< 1 \mu\text{m}$ ) (Winkler *et al.*, 1998) come conseguenza della loro origine fisica, ossia la reazione nucleare di spallazione in molecole/ atomi di azoto e ossigeno libero in atmosfera per quanto riguarda il  $^7\text{Be}$  e decadimento di  $^{222}\text{Rn}$

gassoso (derivante da decadimento di  $^{238}\text{U}$ , di origine crostale) per quanto riguarda il  $^{210}\text{Pb}$ . Una volta formati, entrambi i radionuclidi si associano rapidamente alle particelle di aerosol più fini, che, a differenza di quelle di dimensioni maggiori di  $1\ \mu\text{m}$  facilmente rimosse dall'atmosfera in prossimità delle sorgenti emmissive attraverso la deposizione gravitazionale (sedimentazione), possono essere trasportate su lunghe distanze non solo su scala regionale e continentale, ma anche su scala planetaria.

Il medesimo destino è condiviso anche da quelle componenti di *plumes* radioattive i cui radioisotopi vengono rilasciati tramite processi o incidenti ad alta temperatura, cosicché vengono dapprima vaporizzate e poi si associano alle particelle fini, come osservato durante i test nucleari (*weapon test fallout*) o l'incidente di Chernobyl. Tuttavia il *cut-off* scelto consente la raccolta di una parte consistente anche della frazione *coarse* ( $>1\ \mu\text{m}$ ) degli aerosol, che può includere radionuclidi primordiali che si trovano tipicamente nelle componenti minerali, come la risospensione di suolo o di Saharan dust (rilevabili tramite spettrometria- $\gamma$  con Germanio *iperpuro*-HPGe assieme a  $^7\text{Be}$  e  $^{210}\text{Pb}$ ).

Alla stazione di Monte Cimone, il campionamento dell'aerosol viene eseguito con risoluzione temporale di circa 48 ore per mezzo del un campionatore  $\text{PM}_{10}$  ad alto volume ed usando un filtro rettangolare in fibra di vetro ( $20.3\ \text{cm} \times 25.4\ \text{cm}$  con un'area effettiva di esposizione di circa  $407\ \text{cm}^2$ ). Il campionatore  $\text{PM}_{10}$  raccoglie particolato atmosferico con un diametro aerodinamico inferiore a  $10\ \mu\text{m}$  (efficienza del 50% per particelle con diametro pari a  $10\ \mu\text{m}$  e quasi quantitativa per quelle inferiori). Il volume campionato quindi ammonta a circa  $3250\ \text{m}^3$  per singolo prelievo. Una volta raccolti, i campioni vengono trasferiti al Laboratorio di Chimica Ambientale e Radiochimica dell'Università di Bologna dove vengono condizionati a temperatura ed umidità costanti ( $T=20^\circ\text{C}$ ,  $\text{RH}=30\%$ ) prima della pesata che consente la determinazione della massa netta di aerosol (per differenza tra le pesate effettuate prima e dopo il campionamento), successivamente normalizzata per il corrispondente volume.

Gli emettitori- $\gamma$  vengono poi analizzati ponendo i filtri in barattolini di polistirene in una adeguata geometria di riferimento, mediante rivelatore HPGe di tipo planare, che ha una superficie attiva del cristallo di  $1500\ \text{mm}^2$  e FWHM di  $0.73\ \text{keV}$  a  $122\ \text{keV}$ . Gli spettri vengono accumulati per almeno  $80000\ \text{s}$ , dopodiché processati con un pacchetto software specifico (GammaVision-32, version 6.07, Ortec).

In seguito all'incidente di Fukushima e il preannunciato arrivo dei radionuclidi rilasciati in Europa, alla fine di Marzo 2011 a Montecuccolino è stato installato un campionatore  $\text{PM}_{10}$  ad alto volume dello stesso tipo di quello presente a Monte Cimone.  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{131}\text{I}$  insieme a  $^7\text{Be}$  e  $^{210}\text{Pb}$  sono stati determinati per mezzo di spettrometria  $\gamma$  su campioni di  $\text{PM}_{10}$  raccolti in entrambe le stazioni. Sono state utilizzate le emissioni  $661.62\ \text{keV}$  per il  $^{137}\text{Cs}$ ,  $604.66$  and  $795.76\ \text{keV}$  per il  $^{134}\text{Cs}$ ,  $364.48\ \text{keV}$  per  $^{131}\text{I}$  e  $186.99\ \text{keV}$  per il  $^{226}\text{Ra}$ . L'attività del  $^{226}\text{Ra}$  è stata corretta considerando il contributo di  $^{235}\text{U}$  nel picco a  $185.71\ \text{keV}$ , considerando l'abbondanza naturale dell'Uranio.

### Back-trajectories

Il trasporto di una massa d'aria in atmosfera può essere efficacemente valutato mediante modelli a retrotraiettorie (*back-trajectories*) che mediante vari tipi di approcci quantitativi permettono di valutare sia in forma diagnostica che in forma previsionale il percorso delle stesse nel corso del tempo. Per prevedere ed anche confermare l'arrivo dei radionuclidi emessi dalla centrale nucleare di Fukushima, sono stati usati due diversi modelli di *back-trajectories* ed un modello di dispersione lagrangiana. Sono state calcolate retro-traiettorie cinematiche 3D tramite i modelli NOAA-ARL (*National Oceanic and Atmospheric Administration – Air Resources*

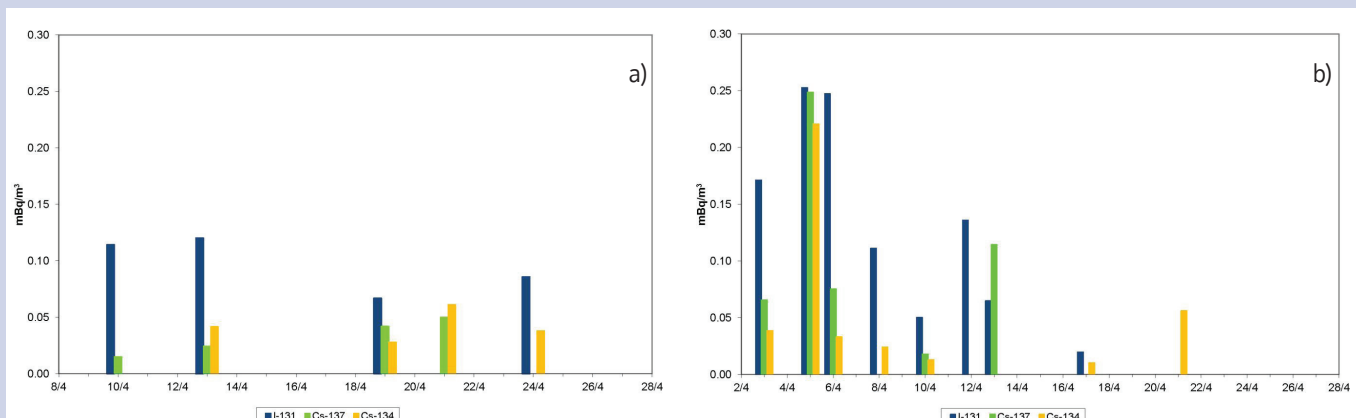


Figura 2 (a,b). Attività dei radionuclidi artificiali <sup>131</sup>I, <sup>137</sup>Cs e <sup>134</sup>Cs ottenuti tramite analisi di spettrometria-γ con rivelatore planare eseguita sui filtri campionati nei due siti: a) Monte Cimone b) Montecuccolino.

Laboratory) Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPLIT – 4) (Draxler and Rolph, 2003) e Flextra (Stohl *et al.*, 1995; Stohl and Seibert, 1998); il modello HYSPLIT-4 usa dati di analisi meteorologica globale GDAS1 (*Global Data Assimilation System*) forniti da NCEP (*National Weather Service's National Center for Environmental Prediction*), mentre il modello Flextra usa dati meteorologici forniti da ECMWF (*European Centre for Medium Range Weather Forecasts*).

#### 4. Risultati e Discussione

Le attività dei radionuclidi artificiali riconducibili all'incidente di Fukushima, sono riportati nella Figura 2a per la stazione di Monte Cimone e 2b per quella di Montecuccolino.

La attività specifiche in atmosfera sono relative alla data di misura (ossia non sono state corrette per il decadimento al giorno dell'esplosione, come è stato fatto per Chernobyl, poiché nel caso di Fukushima l'emissione non è riconducibile ad un unico evento impulsivo). Vengono mostrati i dati raccolti fino al 28/04/2011. I dati raccolti successivamente presso le due stazioni sono discussi in Tositti *et al.* (2012), pubblicazione a cui si rimanda per ulteriori approfondimenti.

I valori di <sup>131</sup>I vanno da 0.020 a 0.250 mBq/m<sup>3</sup>, quelli di <sup>137</sup>Cs da 0.015 a 0.250 mBq/m<sup>3</sup> e infine quelli del <sup>134</sup>Cs da 0.010 a 0.220 mBq/m<sup>3</sup>. Le incertezze di misura per tutti i radionuclidi artificiali sono risultate molto alte, a causa delle basse concentrazioni dei radionuclidi in questione.

In entrambi i siti i valori sono 4-5 ordini di grandezza minori di quelli che si rilevavano negli stessi giorni nelle stazioni di misura giapponesi. Questo è ragionevole a causa della distanza fra i due paesi, dei processi di diluizione e rimozione in atmosfera e del decadimento fisico di molte specie a vita breve. I valori dei radionuclidi rilevati nella stazione di Monte Cimone e Montecuccolino sono comparabili con i dati rilevati altrove in Italia ([http://www.isprambiente.gov.it/site/it-IT/Documenti\\_emergenza\\_nucleare\\_Giappone/](http://www.isprambiente.gov.it/site/it-IT/Documenti_emergenza_nucleare_Giappone/)). Sono inoltre in buon accordo con quelli raccolti da altri gruppi di ricerca europei, (vedi, ad es. Lozano *et al.*, 2011 e/o Manolopoulou *et al.*, 2011).

Per quanto riguarda i radionuclidi naturali le loro attività sono riportate nelle figure 3a e 3b rispettivamente per Monte Cimone e Montecuccolino per il periodo di tempo preso in considerazione. I radionuclidi naturali nella stazione di Monte Cimone sono analizzati sin dal 1998 ed in Figura 4 (a,b,c) vengono riportate le serie temporali dei radionuclidi naturali <sup>210</sup>Pb, <sup>7</sup>Be e massa di materiale particolato (PM<sub>10</sub>).

In figura 5 vengono mostrate le retrotraiettorie 3D cinematiche a 5 giorni, calcolate usando il modello HYSPLIT-4 per il sito di Montecuccolino il giorno 1 aprile 2011; la figura 6 mostra

invece il risultato del modello FLEXTRA per Monte Cimone il 3 aprile 2011. L'analisi delle retro-traiettorie del periodo fine marzo - inizio aprile ha confermato la provenienza delle masse d'aria dal Giappone.

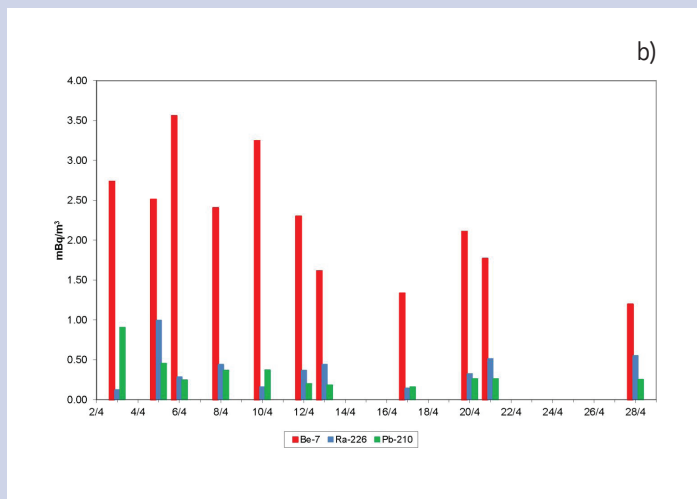
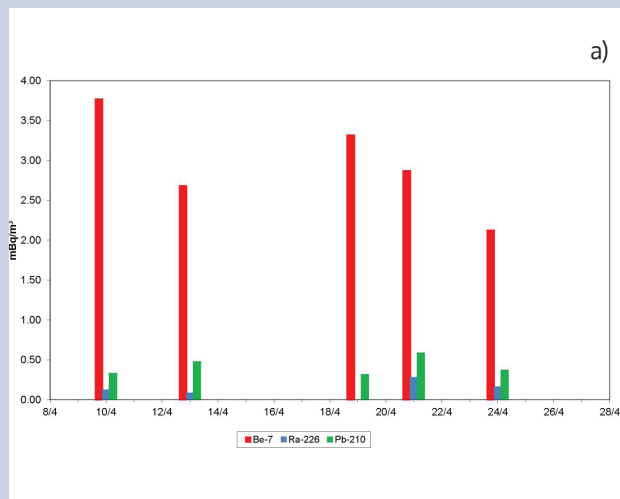
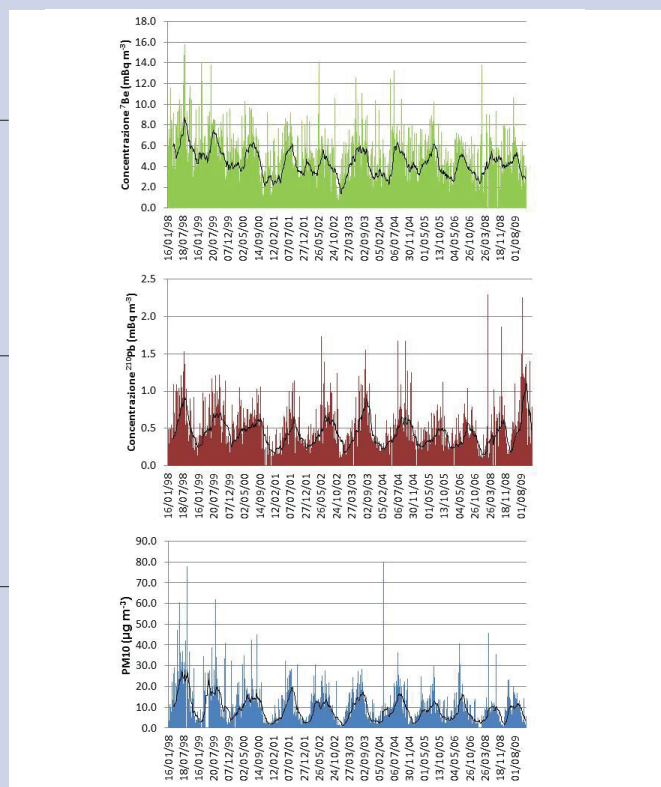


Figura 3 (a, b). Attività dei radionuclidi naturali  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e  $^7\text{Be}$  ottenuti tramite analisi di spettrometria- $\gamma$  con rivelatore planare eseguita sui filtri campionati nei due siti: a) Monte Cimone b) Montecuccolino.

Figura 4 (a, b, c). Serie temporali di radionuclidi naturali  $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e di massa di materiale particolato a Monte Cimone dal 1998.



### Conclusioni

In questo lavoro sono riportati i dati di radioattività atmosferica di due stazioni ad alta quota nel Nord Italia in seguito al transito della nube radioattiva che è stata emessa a causa dell'incidente nucleare di Fukushima (Giappone). I valori di attività specifica per quanto riguarda



i radionuclidi artificiali  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{134}\text{Cs}$  raccolti in entrambe le stazioni sono risultati consistenti con quelli di altre località sia in Italia che altrove in Europa. I modelli di *back-trajectories* hanno confermato il trasporto di masse d'aria contaminate dal Giappone in accordo con le previsioni di altri istituti di ricerca europei.

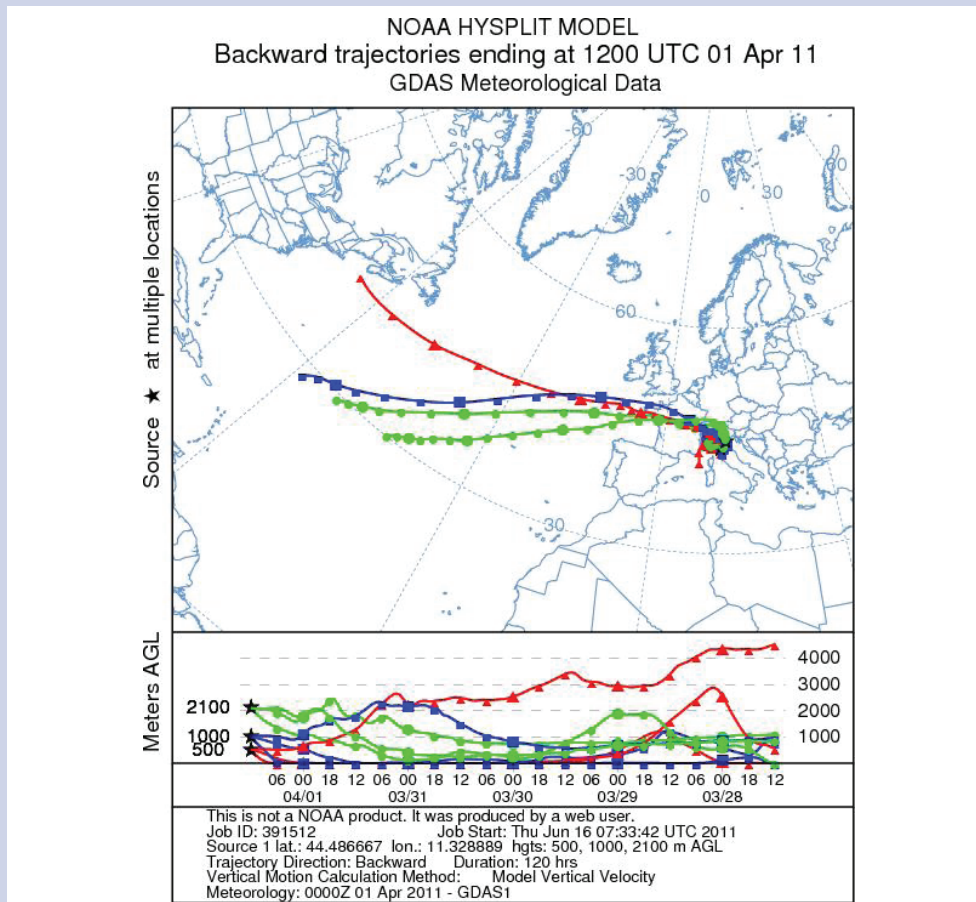


Figura 5. Back-trajectories di 5 giorni per l'1 Aprile 2011 (00:00 UTC), calcolate tramite il modello HYSPLIT-4 (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.htm>) su 3 diverse altezze (500, 1000, 2100 m asl), per il sito di Montecuccolino (42°27' N, 11°19' E).

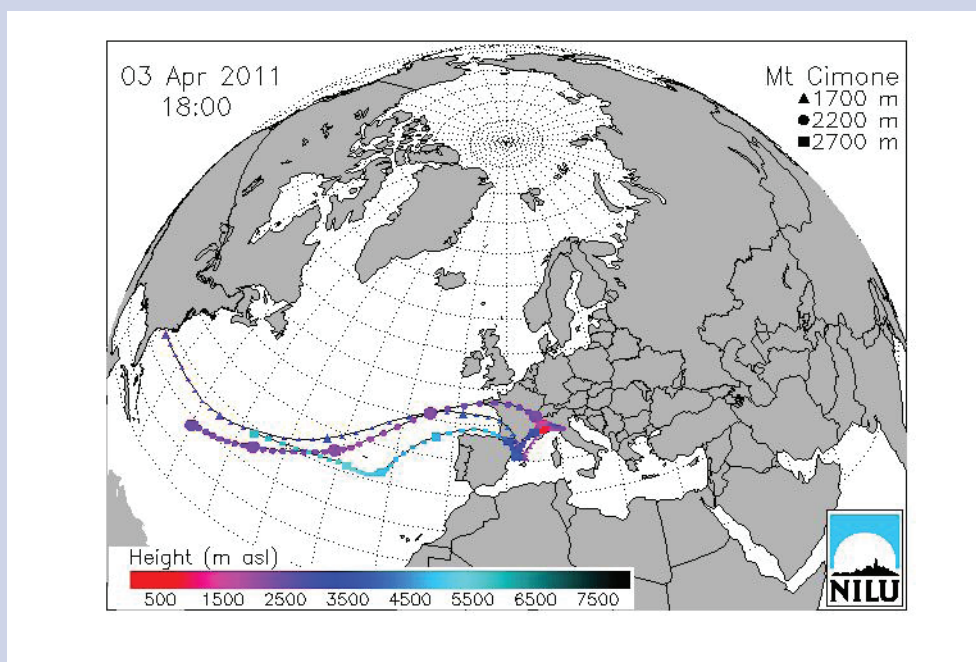


Figura 6. Back-trajectories calcolate tramite modello FLEXTRA (<http://www.nilu.no/trajectories/>) per Monte Cimone (44°12' N, 10°42' E), per il giorno 3 Aprile 2011(18 UTC) alle 3 diverse altezze di 1700, 2200 e 2700 m.

## Ringraziamenti

Si ringraziano:

NILU per aver fornito le traiettorie FLEXTRA ([www.nilu.no/trajectories](http://www.nilu.no/trajectories)) ed i risultati del modello FLEXPART (<http://transport.nilu.no>) usati in questo studio.

NOAA per aver fornito le traiettorie HYSPLIT (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>) usate in questo studio.

PLANIGLOBE (<http://www.planiglobe.com/>) per la mappa dell'Italia con la posizione dei due siti di campionamento di Mt. Cimone e Montecuccolino.

## Bibliografia

- Bonasoni, P., Stohl, A., Cristofanelli, P., Calzolari, F., Colombo, T., and Evangelisti, F., 2000. *Background ozone variations at Mt. Cimone Station*. Atmospheric Environment, 34, 5183-5189.
- Cristofanelli, P., Bonasoni, P., Carboni, G., Calzolari, F., Casarola, L., Zauli Sajani, S., and Santaguida, R., 2007. *Anomalous high ozone concentrations recorded at a high mountain station in Italy in summer 2003*. Atmospheric Environment, 41, 1383-1394.
- Dietrich, E., Favale, B., Passamonti, V., 1997. *Trentasei Anni di Misure di Radioattività Beta nell'Aria sull'Italia al Livello del Suolo. Valori Medi Mensili dal 1957 al 1992*. CNR-IFA Internal Report 97-15.
- Draxler, R. R., and Rolph, G. D., *HYSPLIT Model access via NOAA ARL READY Website* (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.htm>), NOAA Air Resources Laboratory, 2003.
- Fischer, H., Kormann, R., Klüpfel, T., Gurk, C., Königstedt, R., Parchatka, U., et al., 2000. *Ozone production and trace gas correlations during the June 2000 MINATROC intensive measurement campaign at Mt. Cimone*. Atmospheric Chemistry and Physics, 3, 725-38.
- IAEA (International Atomic Energy Agency), 2011. *IAEA International Fact Expert Mission of the Fukushima Dai-Ichi NPP Accident Following the Great East Japanese Earthquake and Tsunami*. [Disponibile all'indirizzo: [http://www-pub.iaea.org/mtcd/meetings/pdfplus/2011/cn200/documentation/cn200 final-fukushima-mission\\_report.pdf](http://www-pub.iaea.org/mtcd/meetings/pdfplus/2011/cn200/documentation/cn200%20final-fukushima-mission_report.pdf)], 160 pp, ultimo accesso 13/09/2012
- Jakobs, H., 2011. *Potential Dispersion of the Radioactive Cloud After a Nuclear Accident in Fukushima*. Rhenish Institute for Environmental Research at the University of Cologne. 17 March, 2011.
- JMA (Japan Meteorological Agency), 2011 [http://www.jma.go.jp/en/tsunami/observation\\_04\\_20110313180559.html](http://www.jma.go.jp/en/tsunami/observation_04_20110313180559.html)
- Lozano, R.L., Hernández-Ceballos, M.A., Adame, J.A., Casas-Ruiz, M., Sorribas, M., 2011. *Radioactive impact of Fukushima accident on the Iberian Peninsula: Evolution and plume previous pathway*. Environment International 37, 1259-64.
- Manolopoulou, M., Vagena, E., Stoulos, S., Ioannidou, A., Papastefanou, C., 2011. *Radioiodine and radiocesium in Thessaloniki, Northern Greece due to Fukushima nuclear accident*. Journal of Environmental Radioactivity, 102, 796-797.
- Marinoni, A., Cristofanelli, P., Calzolari, F., Roccato, F., Bonafè, U., Bonasoni, P., 2008. *Continuous measurements of aerosol physical parameters at the Mt. Cimone GAW Station (2165 m asl, Italy)*. Science of the Total Environment, 391, 241-251.
- Masson and 81 coauthors, 2011. *Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks*. Environmental Science & Technology 45(18), 7670-7677.
- Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA), 2011. *INES (the International Nuclear and*

Radiological Event Scale) Rating on the Events in Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station by the Tohoku District - off the Pacific Ocean Earthquake, 3 pp. [disponibile all'indirizzo <http://www.nisa.meti.go.jp/english/files/en20110412-4.pdf>].

- Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA), 2011. *Regarding the Evaluation of the Conditions on Reactor Cores of Unit 1, 2 and 3 related to the Accident at Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station*, Tokio Electric Power Co. Inc. 64 pp., [disponibile all'indirizzo <http://www.nisa.meti.go.jp/english/files/en20110615-5.pdf>].
- Stohl, A, Wotawa, G., Seibert, P., and Kromp-Kolb, H., 1995. *Interpolation errors in wind fields as a function of spatial and temporal resolution and their impact on different types of kinematic trajectories*. *Journal of Applied Meteorology*, 34, 2149-2165.
- Stohl, A., and Seibert, P., 1998. *Accuracy of trajectories from the conservation of meteorological tracers*. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 124, 1465-1484.
- Tositti, L., Brattich, E., Cinelli, G., Previti, A., Mostacci, D., 2012. *Comparison of radioactivity data measured in PM(10) aerosol samples at two elevated stations in northern Italy during the Fukushima event*. *Journal of Environmental Radioactivity*, in press.
- U.S. Geological Survey (USGS), 2011. <http://www.usgs.gov/>
- Winkler, R., Dietl, F., Frank, G., and Thiersch, J., 1998. *Temporal variation of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  size distributions in ambient aerosols*. *Atmospheric Environment*, 32, 983-991.
- WMO-GAW (World Meteorological Organization – Global Atmospheric Watch), 2004. Report No. 155. 1<sup>st</sup> International Expert Meeting on Sources and Measurements of Natural Radionuclides Applied to climate and Air Quality Studies, (Gif-sur-Yvette, France, 3-5 June 2003) (WMO TD No. 1201), [disponibile all'indirizzo <ftp://ftp.wmo.int/Documents/PublicWeb/arep/gaw/gaw155.pdf>]
- <http://www.cnr.it/cnr/news/CnrNews?IDn=2198>
- Sito web Monte Cimone: <http://www.isac.cnr.it/cimone/>
- [http://www.isprambiente.gov.it/site/it-IT/Documenti\\_emergenza\\_nucleare\\_Giappone/](http://www.isprambiente.gov.it/site/it-IT/Documenti_emergenza_nucleare_Giappone/)
- Sito web FLEXTRA: [www.nilu.no/trajectories](http://www.nilu.no/trajectories)
- Sito web HYSPLIT: <http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>



# Il controllo dell'impatto radiologico di Fukushima in Lombardia

*Rosella Rusconi, Angela Alberici, Silvia Arrigoni, Adriano Cati, Maurizio Forte, Tiziana Maggioni, Bruno Sacchi e Giuseppe Sgorbati*

ARPA Lombardia

Il sistema dei controlli radiometrici di routine normalmente in atto presso ARPA Lombardia ha consentito di valutare in modo rapido e significativo l'entità e le dinamiche della contaminazione ambientale verificatesi in Lombardia a seguito dell'incidente nucleare di Fukushima. Inoltre, a livello regionale, si è colta l'occasione per verificare il sistema di intervento in caso di emergenza radiologica e, più in generale, le modalità di intervento della Regione per fare fronte ad eventi emergenziali con possibili ricadute su tutto il territorio regionale. La gestione dell'evento è stata coordinata da un Gruppo di Lavoro appositamente costituito dalla Presidenza della Regione Lombardia con il mandato di valutare le misure di carattere tecnico, organizzativo, gestionale e comunicativo necessarie per gestire l'evento. Al Gruppo di Lavoro hanno partecipato rappresentanti delle D.G. Relazioni esterne, internazionali e comunicazione; Ambiente, energia e reti; Sanità; Agricoltura; Protezione civile, Polizia locale e sicurezza; Industria, artigianato, edilizia e cooperazione; Commercio, turismo e servizi, oltre all' Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente.

A livello tecnico tempi e modi degli interventi sono stati derivati dal Manuale delle Emergenze Radiologiche su Vasta Scala, messo a punto da ARPA Lombardia nel 2005 sulla scorta anche delle indicazioni contenute nel Manuale CEVaD e delle richieste di ISPRA.

Da un punto di vista operativo, le analisi radiometriche sulle matrici individuate come prioritarie (particolato atmosferico, ricadute, frutta e verdura, acque superficiali utilizzate per il consumo umano), sono state condotte dai laboratori di Milano, Bergamo e Cremona che hanno operato in stretto contatto e con una mutua verifica della qualità dei dati. Complessivamente sono stati analizzati circa 230 campioni ambientali, principalmente aria e deposizioni al suolo, e 65 campioni di alimenti, in particolare latte crudo, verdura a foglia larga ed acque potabili da approvvigionamento superficiale.

I risultati più significativi conseguiti nel corso delle attività di monitoraggio sono quelli relativi alle misure sulla radioattività in aria che ha evidenziato per un periodo di circa 2 settimane la presenza di iodio-131. Di particolare interesse sono stati gli esiti analitici ottenuti a Milano grazie ad un metodo di raccolta del particolato atmosferico che accoppia al classico filtro in fibra di vetro una coppia di letti filtranti a carboni attivati specificatamente per la captazione dello iodio (RK) e in grado di trattenerne anche la frazione gassosa. E' stato messo in evidenza come solo una frazione limitata di iodio-131 (dell'ordine del 20-40%) venga trattenuta come frazione solida. Questi risultati sono in linea con altri raccolti presso altri paesi europei ed hanno fornito materia di riflessione sulle dinamiche del comportamento ambientale e delle tecniche di campionamento.



# Indice degli autori

<b>A</b>	
Achilli, Lorenzo.....	209 (P)
Agnesod, Giovanni.....	155 (A)..... 253 (P)..... 287 (P)
Alberici, Angela.....	301 (A)
Amendola, Luca .....	155 (A)
Ampollini, Marco .....	285 (A)
Arrigoni, Silvia.....	301 (A)
<b>B</b>	
Baldacci, Daniela.....	291 (P)
Battisti, Paolo.....	111 (R)
Belleri, Laura .....	253 (P)
Bellino, Lucio.....	155 (A)
Bellotto, Brunella .....	217 (A)
Bennati, Paolo.....	235 (P)
Bertino, Stefano .....	217 (A)
Bonomi, Mauro.....	155 (A)
Brattigh, Erika.....	291 (P)
Brini, Carlo.....	217 (A)
Bucci, Silvia.....	155 (A)..... 253 (P)
Bussallino, Massimo .....	155 (A)
<b>C</b>	
Caamano, Delphine .....	275 (A)
Caldognetto, Elena.....	155 (A)..... 253 (P)
Cappai, Massimo .....	155 (A)
Casabianca, Salvatore .....	155 (A)
Castellani, Carlo-Maria .....	111 (R)
Cati, Adriano .....	301 (A)
Chiaberto, Enrico.....	253 (P)
Cinelli, Giorgia.....	291 (P)
Conti, Antonio.....	155 (A)
Corso, Mariano.....	155 (A)
Cristofaro, Claudio.....	155 (A)
<b>D</b>	
David, Francesco .....	219 (P)
De Cort, Marc .....	89 (A)
De Felice, Pierino .....	167 (R)
de Vries, Gerhard.....	89 (A)
Del Maschio, Federico.....	227 (P)
Desideri, Donatella.....	243 (P)
Di Giosa, Alessandro .....	155 (A)
Di Marco, Paolo .....	227 (P)..... 277 (P)
<b>F</b>	
Feduzi, Laura .....	243 (P)
Fontana, Claudia.....	235 (P)
Forte, Maurizio.....	91 (A)..... 155 (A)..... 253 (P)..... 301 (A)
Fortunato, Carmela.....	155 (A)
Frullani, Salvatore.....	39 (R)
<b>G</b>	
Gaidolfi, Laura.....	155 (A)..... 209 (P)..... 253 (P)
Gallay, Florence.....	275 (A)
Garavaglia, Massimo .....	93 (R)..... 155 (A)..... 227 (P)..... 253 (P)..... 277 (P)
Gazzola, Achille.....	209 (P)
Gerstmann, Udo.....	273 (A)
Gervasi, Marco .....	125 (A)
Ghione, Maura.....	217 (A)
Giovani, Concettina.....	93 (R)..... 155 (A)..... 227 (P)..... 253 (P)..... 277 (P)
Giussani, Augusto.....	79 (R)..... 273 (A)
Glavič-Cindro, Denis.....	137 (R)..... 263 (P)

## Legenda:

(A): Abstract

(P): Poster

(R): Relazione;

Oral Communication

# Indice degli autori

<i>Godeassi, Michela</i> .....	277 (P)
<i>Grisanti, Giulio</i> .....	285 (A)
<i>Janžekovič, Helena</i> .....	69 (R)
<i>Kalkas, Ilmo</i> .....	89 (A)
<i>Kesminiene, Ausrele</i> .....	57 (A)
<i>Kožar Logar, Jasmina</i> .....	137 (R) .....263 (P)
<i>Maggioni, Tiziana</i> .....	301 (A)
<i>Magnoni, Mauro</i> .....	155 (A) ..... 157 (R) ..... 217 (A) .....253 (P)
<i>Melh - Auget, Isabelle</i> .....	275 (A)
<i>Minach, Luigi</i> .....	155 (A) .....253 (P)
<i>Mostacci, Domiziana</i> .....	291 (P)
<i>Nadalut, Barbara</i> .....	181 (R)
<i>Nosske, Dietmar</i> .....	273 (A)
<i>Nasvit, Oleg</i> .....	29 (R)
<i>Nečemer, Marjan</i> .....	263 (P)
<i>Nuccetelli, Cristina</i> .....	121 (R) .....285 (A)
<i>Operti, Claudio</i> .....	155 (A) ..... 253 (P) ..... 287 (P)
<i>Palermi, Sergio</i> .....	155 (A)
<i>Pantalone, Corrado</i> .....	155 (A) .....253 (P)
<i>Papetti, Tiziana</i> .....	235 (P)
<i>Parmeggiani, Silvia</i> .....	291 (P)
<i>Pasquini, Lucio</i> .....	219 (P)
<i>Peroni, Ilaria</i> .....	253 (P)
<i>Petrangeli, Gianni</i> .....	21 (R)
<i>Piccini, Luca</i> .....	227 (P) .....277 (P)
<i>Pividore, Silvia</i> .....	277 (P)
<i>Polikarpov, Gennady</i> .....	207 (A)
<i>Porzio, Laura</i> .....	155 (A)
<i>Pratesi, Gabriele</i> .....	155 (A)
<i>Previti, Alberto</i> .....	291 (P)
<i>Pucillo, Arturo</i> .....	61 (R)
<i>Riabtsev, Volodimir</i> .....	29 (R)
<i>Risica, Serena</i> .....	51 (R)
<i>Rogani, Antonia</i> .....	51 (R)
<i>Rongoni, Alba</i> .....	243 (P)
<i>Roselli, Carla</i> .....	243 (P)
<i>Rusconi, Rosella</i> .....	91 (A) ..... 155 (A) ..... 253 (P) ..... 301 (A)
<i>Sabatini, Paola</i> .....	155 (A) .....253 (P)
<i>Sacchi, Bruno</i> .....	301 (A)
<i>Saetta, Daniela</i> .....	243 (P)
<i>Sala, Luca</i> .....	217 (A)
<i>Sandrini, Silvia</i> .....	291 (P)
<i>Sansone, Umberto</i> .....	91 (A)
<i>Scalari, Franco</i> .....	219 (P)
<i>Scruzzi, Elvio</i> .....	227 (P) .....277 (P)
<i>Serena, Elena</i> .....	217 (A)
<i>Sgorbati, Giuseppe</i> .....	301 (A)
<i>Smith, Jim</i> .....	59 (A)
<i>Sogni, Roberto</i> .....	155 (A) .....209 (P) ..... 253 (P)
<i>Soppelsa, Valerio</i> .....	219 (P)
<i>Sturloni, Giancarlo</i> .....	193 (R)

## Legenda:

(A): Abstract

(P): Poster

(R): Relazione;

Oral Communication



## Indice degli autori

<i>Tabet, Eugenio</i> .....	127 (R)
<i>Tancredi, Francesco</i> .....	285 (A)
<i>Tereshchenko, Natalia</i> .....	207 (A)
<i>Terzoni, Cinzia</i> .....	209 (P)
<i>Torri, Giancarlo</i> .....	153 (A)
<i>Tositti, Laura</i> .....	291 (P)
<i>Tripodi, RosaMaria</i> .....	217 (A)
<i>Trotti, Flavio</i> .....	155 (A) ..... 253 (P)
<i>Trozzo, Raffaella</i> .....	155 (A)
<i>Verdi, Luca</i> .....	155 (A) ..... 253 (P)
<i>Vitucci, Luigi</i> .....	155 (A)
<i>Vodenik, Branko</i> .....	263 (P)
<i>Vogel Mikuš, Katarina</i> .....	263 (P)
<i>Zeppa, Paolo</i> .....	143 (R)

### Legenda:

(A): Abstract

(P): Poster

(R): Relazione;

Oral Communication





