

Rapporto sulla radioattività ambientale



La radioattività ambientale in Piemonte

Rapporto anni 2006-2009

La radioattività ambientale in Piemonte - Sintesi

RESPONSABILE SCIENTIFICO

Giovanni d'Amore

Responsabile Dipartimento Tematico Radiazioni
Arpa Piemonte, Via Jervis 30 -10015 Ivrea (TO)

COORDINAMENTO TECNICO

Mauro Magnoni

Responsabile Struttura Radiazioni Ionizzanti, Dipartimento Tematico Radiazioni, Arpa Piemonte
Laura Porzio

Responsabile Struttura Siti Nucleari, Dipartimento Tematico Radiazioni, Arpa Piemonte

AUTORI

Luca Albertone, Maria Clivia Losana, Mauro Magnoni, Laura Porzio

Dipartimento Tematico Radiazioni, Arpa Piemonte

HANNO COLLABORATO

Stefano Bertino, Brunella Bellotto, Donatella Bianchi, Giuliana Garbarino, Sonia Gastaldo, Maura Ghione, Antonio Iacono, Roberta Olivetti, Paolo Giacomo Rabbia, Alessandra Scarcelli, Rosamaria Tripodi

REVISIONE TESTI

Anna Prandstatter, Luca Bellina

COORDINAMENTO EDITORIALE

Elisa Bianchi, Roberta Meotto

Arpa Piemonte, Direzione generale, Comunicazione istituzionale
Fotografie archivio Arpa Piemonte

IDEAZIONE E PROGETTO GRAFICO

Art Café Adv, Torino

*Finito di stampare nel mese di dicembre 2010 presso la tipografia
Litografia Viscardi, Alessandria*



Stampato su carta riciclata al 100%
che ha ottenuto il marchio di qualità ecologica Ecolabel Europeo

ISBN 978-88-7479-124-8



Copyright © 2010, Arpa Piemonte
Via Pio VII, 9 - 10135 Torino - Italia - www.arpa.piemonte.it

L'Arpa Piemonte non è responsabile per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo documento. La riproduzione è autorizzata citando la fonte.

Presentazione

In questo Rapporto sono presentati i risultati delle attività di monitoraggio e controllo della radioattività ambientale svolte da Arpa Piemonte nel periodo 2006-2009 in Piemonte. Allo scopo di fornire un quadro dettagliato ed omogeneo dello stato radiologico del territorio regionale, sono stati evidenziati gli andamenti temporali delle concentrazioni di radioattività nelle matrici più significative e sono stati comparati i dati rappresentativi della situazione regionale con quelli specifici dei siti nucleari presenti sul territorio.

Dal punto di vista istituzionale Arpa Piemonte opera in ottemperanza a quanto previsto dalla vigente normativa nazionale (art. 104 del Decreto Legislativo n° 230/95) e secondo i dettami della Regione Piemonte (DGR n° 17 – 11237 del 9 dicembre 2003 e L.R. n° 5 del 18 febbraio 2010). In relazione agli indirizzi forniti vengono svolte le seguenti attività:

- gestione delle Reti nazionale e regionale per il controllo della radioattività ambientale
- gestione delle Reti locali per il controllo della radioattività ambientale dei siti nucleari (Bosco Marengo, Saluggia e Trino)
- gestione della Rete di allarme per la dose gamma
- vigilanza e controllo di siti a rischio radiologico (fonderie, industrie...)
- valutazione del radon finalizzata anche alla mappatura del territorio regionale

Gli esiti delle attività di valutazione del radon non sono qui riportati perché sono stati oggetto di una recente e specifica pubblicazione (*La mappatura radon in Piemonte*, Arpa Piemonte – Regione Piemonte, 2009, ISBN 978-88-7479-117-0, disponibile su www.arpa.piemonte.it)

Nel campo della radioattività ambientale, oltre alle attività istituzionalmente riferibili alle direttive della Regione, la presenza sul territorio regionale di ben tre siti nucleari di rilevanza nazionale ha favorito lo sviluppo di interventi tecnici svolti in stretta collaborazione con ISPRA (ex Apat), l'autorità nazionale di controllo in campo nucleare. A seguito di ciò, in data 16 giugno 2005 è stato stipulato un "Protocollo operativo tra Arpa Piemonte e Apat", nell'ambito del quale vengono effettuati da Arpa Piemonte controlli relativi a specifiche attività svolte negli impianti nucleari (quali ad esempio lo scarico di effluenti radioattivi liquidi e il trasporto di combustibile nucleare).

Silvano Ravera

Direttore Generale Arpa Piemonte

Presentazione

Il tema “radioattività” è sicuramente tra i temi ambientali più sentiti dalla popolazione a causa dei noti rischi sanitari prodotti dalle radiazioni ionizzanti conseguenti alla presenza naturale delle sostanze radioattive e dei loro derivati, in particolare il radon, e alle attività umane che utilizzano questi elementi.

Con questa pubblicazione Arpa Piemonte presenta un quadro aggiornato e completo della presenza di radioattività sul territorio piemontese, sia di origine naturale sia artificiale, e degli effetti che tale presenza induce sulla popolazione.

Le valutazioni riportate nel rapporto sono basate sull’intensa attività di monitoraggio ambientale che Arpa Piemonte svolge ormai storicamente sia attraverso specifiche reti dedicate ai siti nucleari presenti nella nostra regione nonché alla sorveglianza del territorio regionale nel suo insieme, sia attraverso interventi di controllo in siti dove si utilizzano o vengono rinvenute sorgenti radioattive.

La grande mole di dati presentata fornisce un patrimonio importante che può consentire a tutti, in maniera indipendente da fattori emotivi, di farsi un’idea sulla reale dimensione dell’esposizione della popolazione alla radioattività, sia naturale sia artificiale, in una regione come quella piemontese dove, a causa della presenza di diversi siti nucleari in dismissione, è stoccata di gran lunga la maggiore quantità (circa il 70%) di rifiuti radioattivi a livello nazionale.

Questo rapporto sulla radioattività ambientale in Piemonte, grazie alla presentazione di elementi oggettivi di conoscenza e valutazione costituisce in definitiva un importante contributo alla cultura della protezione ambientale da radiazioni ionizzanti.

Roberto Ravello

*Assessore all’Ambiente, risorse idriche,
acque minerali e termali, difesa del suolo
Regione Piemonte*

INTRODUZIONE:	
LA RADIOATTIVITA' AMBIENTALE NEL MONDO E IN PIEMONTE	11
1 RETI DI MONITORAGGIO REGIONALE E NAZIONALE	15
1.1 L'AMBIENTE	15
1.1.1 Dose gamma in aria	15
1.1.2 Particolato atmosferico	19
1.1.3 Deposizione al suolo (fallout)	21
1.1.4 Acque superficiali e DMOS (Detrito Minerale Organico Sedimentabile)	23
1.1.5 Suolo ed erba	27
1.2 GLI ALIMENTI	31
1.2.1 Latte e derivati	33
1.2.2 Carne	35
1.2.3 Cereali e derivati	36
1.2.4 Ortaggi e frutta	37
1.2.5 Funghi e miele	37
1.2.6 Altri alimenti	39
1.2.7 Acqua potabile	39
1.3 STUDI RADIOECOLOGICI	42
1.3.1 L'andamento della radioattività artificiale nel corso degli anni	42
1.3.2 Realtà piemontesi con elevata contaminazione di Cesio-137	44

2	RETI LOCALI DI MONITORAGGIO DEI SITI NUCLEARI	47
2.1	Gli impianti nucleari piemontesi	47
2.2	Modalità di monitoraggio e controllo	48
2.2.1	Reti locali di monitoraggio	49
2.2.2	Attività di controllo	50
2.2.3	Normativa di riferimento	50
2.2.4	Strategie di controllo	50
2.3	IL SITO NUCLEARE DI BOSCO MARENCO (AL)	51
2.3.1	La rete locale di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Bosco Marengo	52
2.3.2	Risultati delle misure	53
2.3.3	Attività di controllo	56
2.3.4	Il trasporto del combustibile nucleare non irraggiato	58
2.4	IL SITO NUCLEARE DI SALUGGIA (VC)	60
2.4.1	La rete locale di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Saluggia (VC)	62
2.4.2	Risultati delle misure	63
2.4.3	Rete di monitoraggio straordinario della falda acquifera superficiale del sito nucleare di Saluggia (VC)	70
2.4.4	Il trasporto del combustibile nucleare irraggiato	77
2.4.5	Attività di controllo	80
2.5	IL SITO NUCLEARE DI TRINO	83
2.5.1	La rete locale di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Trino	84
2.5.2	Risultati delle misure	85
2.5.3	Attività di controllo	92

3	IL CONTROLLO DEL TERRITORIO	93
3.1	ATTIVITA' DI MONITORAGGIO DEL RISCHIO RADIOLOGICO DIFFUSO	93
3.1.1	Monitoraggi presso depositi di rottami e fonderie e siti industriali a rischio	93
3.1.2	Interventi in seguito a ritrovamenti di sorgenti di radiazioni ionizzanti	94
3.2	MAGGIORI DETENTORI DI SORGENTI RADIOATTIVE SUL TERRITORIO PIEMONTESE	95
4	VALUTAZIONI DOSIMETRICHE	99
4.1	GENERALITÀ	99
4.2	DOSE ALLA POPOLAZIONE PIEMONTESE	100
4.2.1	Dose da ingestione	100
4.2.2	Dose da inalazione	102
4.2.3	Dose da irraggiamento	103
4.2.4	Dose efficace totale	103
4.3	DOSE AI GRUPPI CRITICI DELLA POPOLAZIONE	105
4.4	CONFRONTO TRA LA DOSE ALLA POPOLAZIONE NEL SUO INSIEME E LA DOSE AI GRUPPI CRITICI	108
	BIBLIOGRAFIA	111
	RIFERIMENTI NORMATIVI	113
	GLOSSARIO	114

La radioattività ambientale nel mondo e in Piemonte

Il monitoraggio e lo studio della radioattività ambientale costituiscono un'attività che, ormai da più di cinquant'anni, è entrata nel novero dei compiti di "vigilanza ambientale" che le autorità dei Paesi più avanzati devono assicurare ai propri cittadini. Storicamente, lo studio sistematico della radioattività nell'ambiente e l'instaurazione delle prime reti di rilevamento risalgono ai primi anni cinquanta del secolo scorso, allorché la crescente preoccupazione per la contaminazione ambientale determinata dalle esplosioni nucleari in atmosfera condotte dalle grandi potenze nel contesto della Guerra Fredda spinsero i governi ad interessarsi a questo problema. Fu anzi proprio la consapevolezza della crescente contaminazione ambientale, certificata con sempre maggior evidenza dalla diffusione in tutto il mondo delle misure di radioattività ambientale, che condusse nel 1963 al primo Trattato internazionale che, vietando le esplosioni nucleari in atmosfera, andava in qualche modo a limitare la corsa agli armamenti nucleari (Test Ban Treaty, Mosca).

Si può inoltre senz'altro dire che lo studio della dispersione nell'ambiente dei vari radioisotopi prodotti dai residui delle esplosioni nucleari ha costituito una potente spinta allo studio delle dinamiche ambientali, fungendo anche da apripista a studi che coinvolgono gli inquinanti convenzionali: la struttura delle reti di rilevamento e i metodi sviluppati nell'ambito delle reti di monitoraggio della radioattività ambientale hanno infatti costituito spesso un modello a cui si è fatto ricorso per investigare altri tipi di problematiche ambientali.


Per quanto riguarda più specificatamente il nostro Paese, lo studio della radioattività ambientale è andato via via evolvendo, dalle prime esperienze pionieristiche degli anni '50 e '60 del secolo scorso, dove le misurazioni riguardavano essenzialmente lo studio dei radioisotopi artificiali in atmosfera e nelle deposizioni umida e secca, ai giorni nostri, dove le reti di monitoraggio della radioattività ambientale comprendono non solo svariate matrici ambientali (particolato atmosferico, deposizione umida e secca, acque superficiali e marine, sedimenti lacustri e fluviali, muschi e licheni, ecc.) ma anche tutte quelle matrici alimentari rilevanti per la dieta (cereali, latte, carne, pesce, frutta e verdura). Nell'evoluzione all'attuale situazione decisivo è stato l'evento Chernobyl: l'incidente del 26 aprile 1986 alla centrale nucleare ucraina e la conseguente massiccia contaminazione di gran parte dell'Europa, anche a distanze considerevoli dal luogo del disastro, ebbe come conseguenza un rinnovato interesse per gli studi sulla radioattività ambientale in gene-

rale e per l'instaurazione di un sistema di controlli strutturato. Nel 1987 infatti venivano istituiti dal Ministero della Sanità i "Centri di Riferimento Regionali per il controllo della radioattività ambientale" (CRR), cioè dei laboratori pubblici, uno per ciascuna delle Regioni e Province Autonome, che avevano come compito precipuo quello di monitorare la radioattività ambientale. Questi laboratori, transitati ora alle Arpa, costituiscono ancora adesso l'ossatura della rete nazionale per il controllo della radioattività ambientale (RESORAD), coordinata da ISPRA (ex APAT), ai sensi dell'art. 104 del Decreto Legislativo 230/95 e ss.mm. ii. I dati raccolti da questo insieme di laboratori, articolati in rete nazionale e reti regionali, sono poi indirizzati a livello europeo, in ottemperanza agli obblighi derivanti dal Trattato Euratom.

Nel caso particolare del Piemonte poi, la storia del monitoraggio della radioattività ambientale non può prescindere dalla dislocazione nella Regione di ben tre importanti siti nucleari: Trino (VC) – centrale elettronucleare, Saluggia (VC) – impianto sperimentale EUREX per il trattamento del combustibile irraggiato, deposito di combustibile nucleare irraggiato ex reattore di ricerca Avogadro e industrie radio farmaceutiche – e Bosco Marengo (AL) – produzione di combustibile nucleare. Attorno a questi siti si è dunque svolta, fin dagli anni settanta, durante l'operatività degli impianti, un'intensa attività di monitoraggio, demandata dalla normativa allora vigente (D.P.R. 185/64) sia agli Esercenti che alle autorità di controllo. Questa attività è proseguita fino ai giorni nostri (attualmente regolata dal D.Lgs 230/95 e ss.mm. ii.) al fine di assicurare il controllo radiometrico dell'ambiente e la sicurezza radiologica sia durante le fasi di mantenimento in sicurezza degli impianti nucleari che durante le operazioni di disattivazione e smantellamento (*decommissioning*) degli stessi ^[10].

Il referendum del 1987 ha nei fatti sancito, politicamente, l'uscita dal nucleare dell'Italia: gli impianti hanno cessato il loro esercizio e solo negli ultimi anni, in mezzo a tante difficoltà e incertezze, si stanno avviando le operazioni di *decommissioning*.

Operando in questo contesto e con queste finalità da ormai 20 anni, Arpa Piemonte ha accumulato una grande quantità di dati sullo stato radiometrico della Regione ed è ora in grado di fornire una descrizione sufficientemente precisa dell'attuale "carico ambientale" di radionuclidi nei principali comparti ambientali.



Una moderna rete di monitoraggio e controllo, tuttavia, non può limitarsi a “fotografare”, sia pure con precisione, lo stato dell’ambiente così come è adesso, ma deve essere in grado anche di rispondere in tempi rapidi a situazioni di emergenza. È per venire incontro a questa esigenza che, accanto a una rete di monitoraggio della contaminazione ambientale, cioè della misura dei livelli di radioattività presenti nella biosfera, ottenuta tramite campionamenti di matrici ambientali e alimentari, è stata più recentemente (2006) installata una rete di monitoraggio della radiazione gamma in grado di operare in tempo reale: tale rete, costituita da rivelatori Geiger-Mueller distribuiti su tutto il territorio regionale, è infatti in grado di rivelare tempestivamente l’eventuale aumento dei livelli di radioattività atmosferica, possibile indizio di incidenti nucleari di origine anche remota.

Oltre agli impianti del ciclo del combustibile nucleare, vi sono poi molti altri settori industriali o sanitari nei quali l’impiego di sorgenti radioattive può determinare la dispersione nell’ambiente di radionuclidi con conseguenti rischi ambientali e per la popolazione. In questi casi i rischi non vengono tanto dalle pratiche in sé, di solito ben condotte, bensì in occasione della dismissione delle sorgenti che non sempre purtroppo avviene seguendo le norme nazionali e internazionali.

Particolare attenzione è stata dunque dedicata, in questi ultimi anni, alle attività di monitoraggio e vigilanza agli impianti di riciclaggio e di fusione di rottami metallici, spesso di provenienza estera ed extracomunitaria, presso i quali il rischio radiologico deriva dall’accidentale fusione di sorgenti che si trovano, per dolo o incuria, nei rottami stessi. Infine, anche gli impieghi sanitari e ospedalieri, sia di tipo diagnostico che terapeutico, possono determinare una certa dispersione nell’ambiente di radioelementi; e se le conseguenze di tale dispersione sono spesso limitate a causa della breve emivita dei radioisotopi impiegati in ambito ospedaliero, tali circostanze sono comunque fonte di preoccupazione e allarme, soprattutto per gli operatori che lavorano nel ciclo di smaltimento dei rifiuti.

1 Reti di monitoraggio regionale e nazionale

In questo capitolo vengono presentati e discussi i dati raccolti in Piemonte nell'ambito del **programma di sorveglianza radiologica** stabilito dalle Reti di monitoraggio della radioattività ambientale, cioè la rete regionale, il cui piano di campionamento è concordato con la Regione e la rete nazionale (**Resorad**), coordinata da **ISPRA** (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) ai sensi del Decreto Legislativo 230/95. La presentazione dei dati è stata fatta raggruppando le matrici per tipologia: verranno quindi discusse inizialmente le **matrici ambientali** e si passerà poi a **quelle** alimentari, per finire, nel terzo paragrafo del capitolo, con la presentazione dell'**andamento nel tempo** (negli ultimi 15-20 anni) della contaminazione radioattiva misurata in alcune delle più significative matrici.

1.1 L'ambiente

Le matrici cosiddette ambientali (particolato atmosferico, deposizione umida e secca, suolo e sedimenti, ecc.) costituiscono il comparto che, in via primaria, è soggetto alle attività di sorveglianza sulla radioattività ambientale. Il controllo sistematico di esse consente infatti il tempestivo riconoscimento di anomalie derivanti da incidenti o pratiche illecite. Per questo motivo esse sono le più importanti e le prime a dover essere considerate in un'ottica di gestione di eventuali emergenze radiologiche. È quindi evidente che il costante monitoraggio dei livelli di radioattività presenti in questi comparti è una condizione assolutamente necessaria per consentire il tempestivo riconoscimento di situazioni anomale.

1.1.1 Dose gamma in aria

La misura della dose gamma in aria non è, in senso stretto, una misura di una matrice ambientale: la dose in aria è infatti una grandezza fisica che misura l'energia nell'uni-

tà di massa rilasciata appunto in aria dai raggi gamma emessi da una sostanza radioattiva o prodotti dalle interazioni dei raggi cosmici con l'atmosfera. Tuttavia, il suo inserimento nel capitolo dedicato alla misura della radioattività nelle matrici ambientali è giustificato dall'importanza che questo tipo di misure riveste nell'ambito delle reti di allarme: la misurazione tempestiva (cioè in tempo reale) di questo parametro consente infatti di tener costantemente sotto controllo i livelli radiometrici presenti in atmosfera e quindi di garantire un adeguato livello di protezione alla popolazione.

I valori di dose gamma in aria vengono spesso riportati in termini di intensità o rateo di dose, cioè in termini di dose nell'unità di tempo. La dose gamma in aria si misura normalmente impiegando i sottomultipli del Gray (simbolo Gy, pari a 1 J/kg), che è l'unità di misura della dose nel Sistema Internazionale; il rateo di dose, riferito all'ora, potrà quindi essere indicato con i seguenti simboli: mGy/h (milliGy/ora), μ Gy/h (microGy/ora), nGy/h (nanoGray/ora). A volte la dose in aria può anche essere espressa in Sievert (simbolo Sv) che è l'unità di misura dell'equivalente di dose, cioè la dose ponderata riferita all'organismo umano. In prima approssimazione, nel contesto di questa trattazione, il Sv e il Gy possono essere considerati equivalenti.

La dose gamma in aria varia sia geograficamente, a seconda dell'altitudine o del tipo di suolo, sia temporalmente, a seconda delle condizioni climatiche. In Piemonte il valore medio è di 120 nGy/h, ma ci sono luoghi specifici in cui si raggiungono valori di 800 nGy/h o anche più.

Una stima del valor medio della dose gamma in aria sul territorio piemontese è stata effettuata teoricamente negli anni scorsi, a partire da alcuni dati sperimentali di radioattività ambientale^[1]. Nel calcolo è stato tenuto conto dei diversi contributi:

- radioattività naturale presente nel suolo
- radioattività artificiale (Cs-137) depositatasi al suolo in seguito all'incidente di Chernobyl
- raggi cosmici.

I primi due contributi sono stati stimati da campioni di suolo prelevati in circa un centinaio di siti piemontesi. Il terzo contributo è stato stimato da dati in letteratura, interpolando la dose in aria a diverse altezze sul livello del mare. Il contributo dei raggi cosmici, infatti, aumenta con la quota indipendentemente dalla radioattività presente al suolo. Il risultato dello studio è sinteticamente rappresentato dalla cartina seguente (**Figura 1.1**).

Si osserva che le zone con dose più elevata sono quelle dove maggiore è la concentrazione di radioattività naturale nel suolo: tipico è il caso della Valle del Cervo, nel biellese, dove la presenza di rocce intrusive magmatiche contenenti concentrazioni anomale di Uranio e di Torio determinano valori di dose nettamente superiori alla media (zona della cartina con colorazione tendente al rosso). I raggi cosmici e ancor più la radioattività artificiale presente nell'ambiente (cioè, allo stato attuale il solo Cs-137) forniscono un contributo alla dose gamma totale molto più contenuto.

Il quadro rappresentato dalla cartina è idoneo a fornire valori medi di esposizione alla radiazione gamma, utile per effettuare stime e valutazioni dosimetriche medie riferite alla popolazione nel suo complesso.

Se invece ci si pone il problema di monitorare le eventuali variazioni della radiazione gamma che potrebbero intervenire a seguito di eventi non previsti (ad esempio inci-

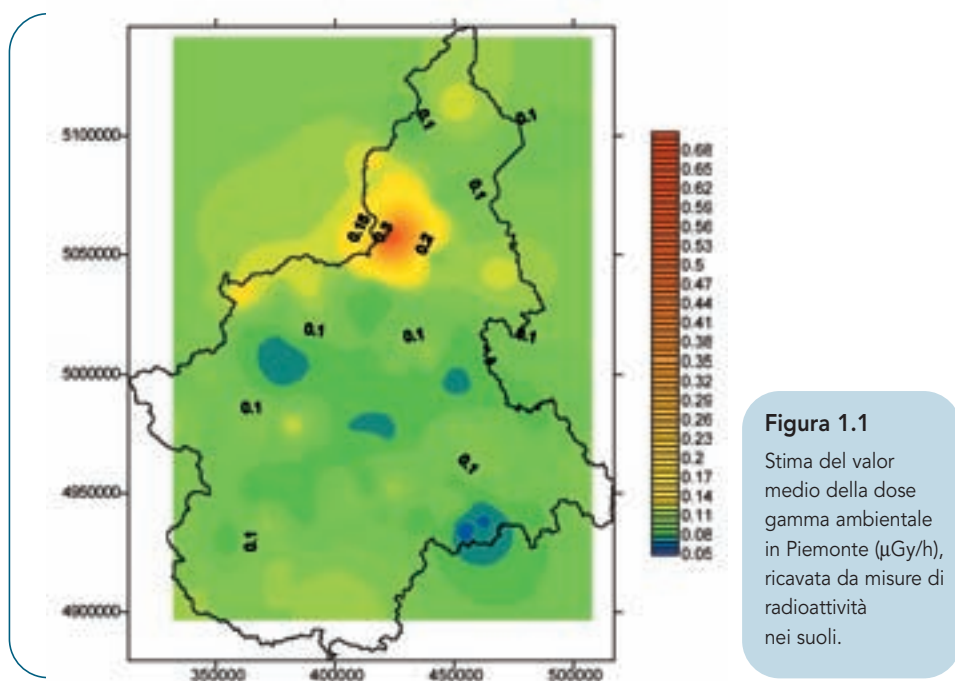


Figura 1.1

Stima del valor medio della dose gamma ambientale in Piemonte ($\mu\text{Gy/h}$), ricavata da misure di radioattività nei suoli.

denti transfrontalieri a centrali nucleari) si deve ovviamente seguire un diverso approccio: non basta infatti avere la stima di un valore medio, ma bisogna poter disporre di una misurazione in tempo reale del valore del rateo di dose che, come è già stato detto, è naturalmente soggetto a importanti fluttuazioni naturali.

A questo riguardo, a partire dal 2006, Arpa Piemonte ha incominciato ad installare alcuni rivelatori Geiger-Mueller che, allo stato attuale, costituiscono una rete, denominata RAGAP (Rete di Allarme Gamma Piemonte), costituita da 29 sensori, distribuiti su tutto il territorio regionale, in grado di misurare i livelli di dose gamma in aria in continuo. Questi rivelatori sono installati presso alcune delle centraline meteo del servizio meteorologico dell'Arpa, così da avere contemporaneamente ai dati radiometrici anche le informazioni meteorologiche, di fondamentale importanza in caso di emergenza nucleare. Per la consultazione dei dati sono stati sviluppati vari applicativi: attraverso un sistema Web-Gis gli operatori autorizzati possono visualizzare in tempo reale, a partire da qualsiasi postazione informatica, i dati prodotti dai rivelatori, che sono aggiornati ogni 10 minuti. Un altro applicativo consente invece l'accesso diretto al database e alla elaborazione e manipolazione dei dati. Per ogni rivelatore è stata stabilita una soglia di attenzione e una di allarme, oltrepassate le quali vengono attivate procedure di "emergenza". Queste soglie sono diverse a seconda dell'altitudine e della posizione della centralina: il loro valore dipende infatti dal fondo ambientale della radiazione gamma e dalla sua fluttuazione nel tempo, parametri che variano parecchio da un sito all'altro. In caso di superamento di una soglia viene inviato un messaggio di allerta al personale Arpa reperibile. Questi rivelatori segnalano solamente un innalzamento del fondo di radiazione naturale, ma non specificano se è dovuto a cause naturali (ad esempio precipitazioni) o artificiali (incidenti radiologici o nucleari)^[2].

In **Figura 1.2** è riportata la dislocazione dei sensori gamma nella Regione, mentre nelle successive **Figure 1.3** e **1.4** sono mostrati, rispettivamente, l'andamento delle precipitazioni e del rateo di dose relative a una stessa stazione di misura (nell'esempio, Domodossola): come si vede, in corrispondenza dell'evento piovoso si osserva un transitorio aumento dei valori di rateo di dose. Considerando l'incremento di dose (Delta), si osserva una dipendenza approssimativamente lineare con la piovosità cumulativa (vedi **Figura 1.5**). Il fenomeno, dovuto al dilavamento della radioattività naturale presente in atmosfera (in massima parte attribuibile al radon e ai suoi figli), è di una certa importanza in quanto tali fluttuazioni naturali, piuttosto frequenti, non devono essere confuse con eventi anomali legati ad incidenti nucleari o radiologici^[3].



Figura 1.2

Distribuzione sul territorio regionale dei sensori gamma facenti parte delle Rete di Allarme Gamma Arpa Piemonte (RAGAP).

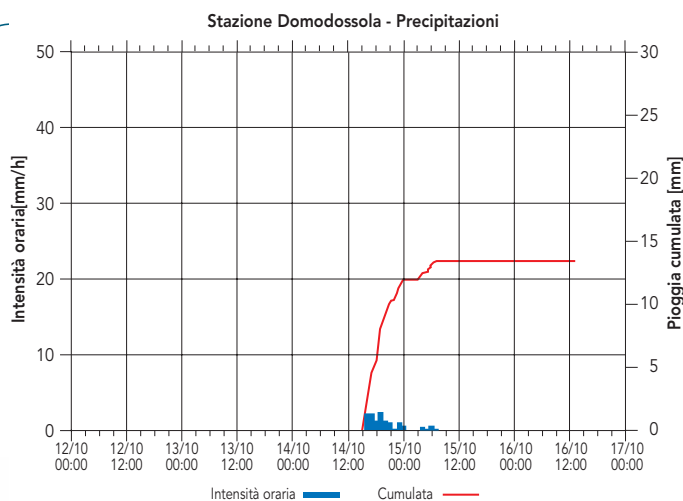


Figura 1.3

Grafici dell'intensità oraria (istogramma in blu, mm/h) e della pioggia cumulata (curva in rosso, mm) relativi a un evento piovoso registrato presso la stazione di Domodossola.

Stazione Domodossola - Intensità di dose di spozizione equivalente assorbita di radiazioni GAMMA

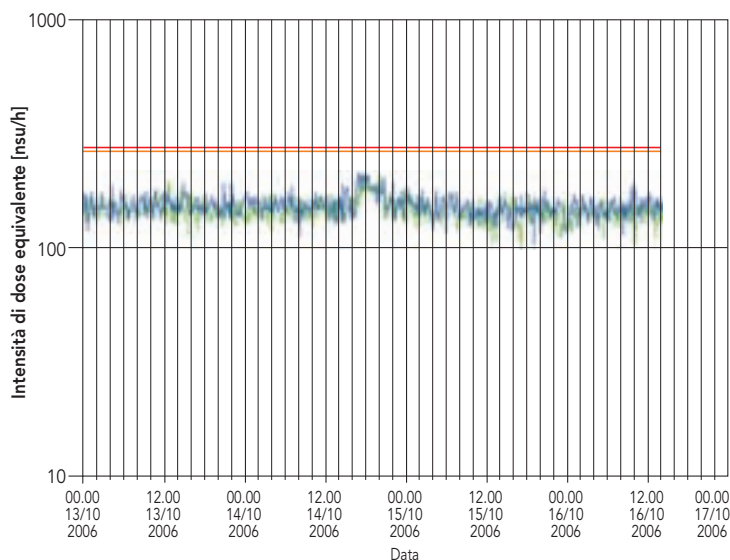


Figura 1.4

Andamento del rateo di dose gamma a Domodossola; si nota l'incremento transitorio (dell'ordine di qualche decina di nSv/h) in corrispondenza dell'evento piovoso.

GAMMA 1 —
 GAMMA 2 —
 soglia di allarme —
 soglia di attenzione —

Delta rateo di dose

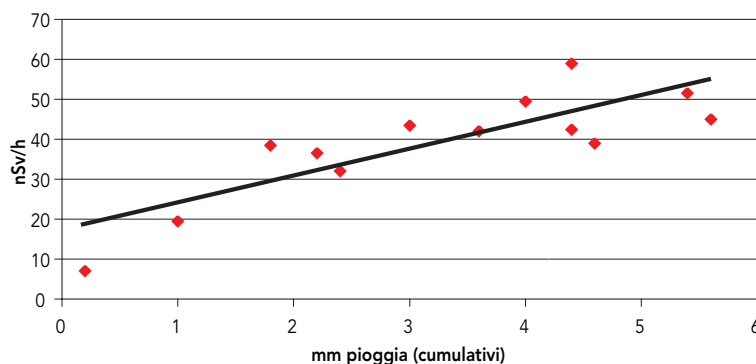


Figura 1.5

Esempio di incremento del rateo di dose Delta, espresso in nSv/h in funzione dalla piovosità cumulativa (mm); si nota una dipendenza approssimativamente lineare.

1.1.2 Particolato atmosferico

Il monitoraggio in continuo della radiazione gamma assicurato, come abbiamo visto, dalla rete automatica RAGAP, non è tuttavia sufficiente a garantire completamente l'assenza di contaminazioni atmosferiche di tipo artificiale. Si può infatti facilmente dimostrare che la sensibilità tipica dei sensori gamma impiegati, cioè circa 5 nSv/h, non è assolutamente in grado di apprezzare, ad esempio, la presenza in aria di radioelementi artificiali, anche se emettitori gamma, in concentrazioni dell'ordine di 0,1 Bq/m³, un livello ancora relativamente basso in termini di dose e quindi di rischio radiologico, ma che è comunque indicatore di un evento anomalo, accaduto in luoghi più o meno remoti e che, localmente, può avere conseguenze anche assai gravi. Un caso paradigmatico al riguardo è l'incidente radiologico di Algeciras, in Spagna, presso Gibilterra. Nel 1998, ci fu infatti una fusione accidentale di una sorgente di Cs-137 in una fonderia posta vicino alla costa: la nube radioattiva che venne generata attraversò il Mediterraneo e, sia

pure molto diluita (concentrazioni dell'ordine di $0,001 \text{ Bq/m}^3$, insignificanti dal punto di vista dosimetrico), raggiunse il Nord Italia e venne rivelata anche dai nostri laboratori tramite misure di particolato atmosferico^[4].

Per questo motivo, accanto alla misura della dose gamma viene normalmente affiancato un altro tipo di monitoraggio, cioè la misura diretta dei radionuclidi presenti in aria. Tale misura viene eseguita tramite il prelievo su filtri di cellulosa, eseguito grazie a una pompa ad alto volume, del particolato presente in sospensione nell'aria. Tali pompe, generalmente installate in luoghi aperti, lontano da strade di grosso traffico o camini, devono essere in grado di filtrare grossi volumi d'aria (almeno 50 m^3 nelle 24 ore). Nel nostro caso le pompe ad alto volume, sono in grado di aspirare da 100 a 200 m^3 al giorno, a seconda delle condizioni atmosferiche. Il prelievo del filtro e la successiva misura (spettrometria gamma con rivelatori al Germanio Iperpuro) vengono effettuate giornalmente presso le sedi Arpa di Ivrea e Vercelli con stazioni di campionamento fisse e in luoghi specifici con stazioni mobili, ogniquale volta se ne presenti l'esigenza. Monitoraggi giornalieri di questo tipo, eseguiti in Piemonte sistematicamente a partire dal 1987, non hanno mai evidenziato, se si eccettua l'episodio di Algeciras poco sopra ricordato, la presenza di radionuclidi artificiali. Per aumentare la sensibilità delle analisi, oltre alla misura del singolo filtro prelevato giornalmente, vengono effettuate anche spettrometrie gamma sul "pacchetto" settimanale e mensile di filtri. In tal modo si raggiungono sensibilità assai spinte, che vengono quantificate introducendo un particolare parametro, detto MAR (Minima Attività Rivelabile). L'andamento di tale parametro, normalmente impiegato per riportare i risultati di analisi per le quali non vi è stata la positiva identificazione di alcun radionuclide, mostra l'efficacia complessiva del monitoraggio: quanto più il suo livello è basso, tanto più si può assicurare il rispetto di elevati standard di radioprotezione. I valori della MAR per alcuni radionuclidi di riferimento (I-131, il Cs-137 e il Cs-134), riferiti agli anni 2006-2008 e riportati nella seguente **Figura 1.6**, sono mol-

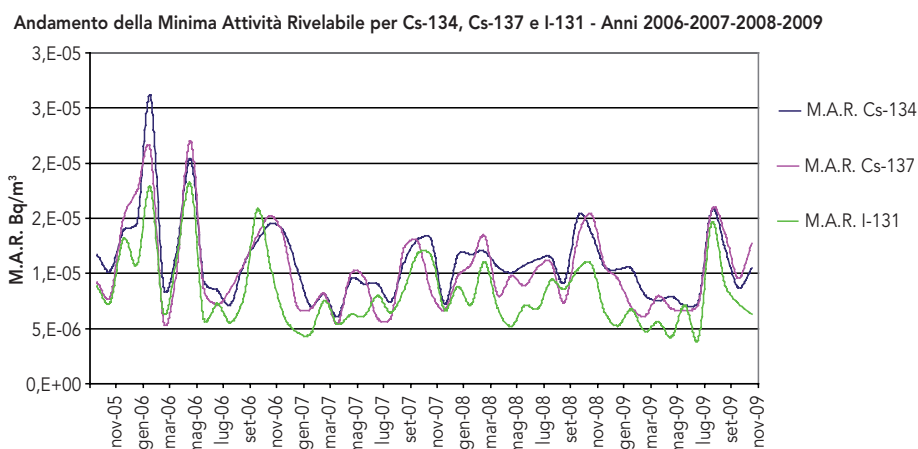


Figura 1.6

Livelli di sensibilità strumentale (Minima Attività Rivelabile) raggiunti per alcuni radionuclidi di riferimento (Cs-134, Cs-137, I-131) nella stazione di prelievo di Ivrea (misure su campioni composti mensili).

Andamento dell'attività alfa totale, beta totale e del Be-7
nel particolato atmosferico prelevato a Ivrea - Anni 2006-2007-2008

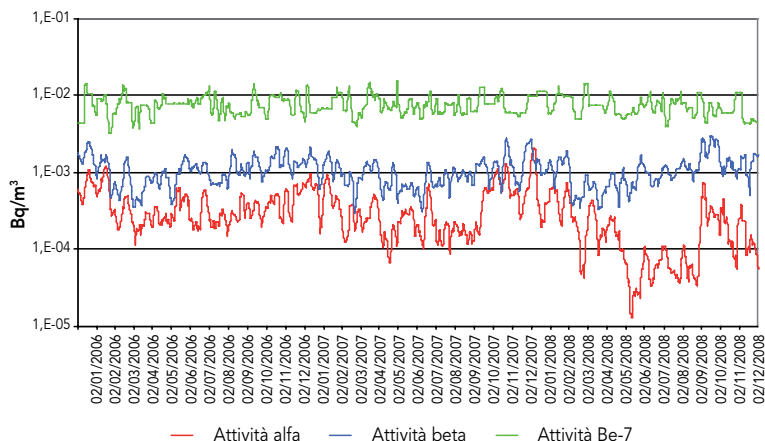


Figura 1.7

Andamento dell'attività alfa totale, beta totale e del Berillio-7 nel particolato prelevato nella stazione di Ivrea (dati 2006-2008).

to bassi, mediamente dell'ordine di 10^{-5} Bq/m³: un tale valore corrisponde a valori insignificanti di dose.

Occorre osservare che, trattandosi di MAR, le fluttuazioni, talvolta ampie ed osservabili in **Figura 1.6**, non devono essere interpretate come effettive variazioni dei livelli di radioattività in atmosfera per questi radionuclidi, bensì come un effetto delle diverse condizioni sperimentali ed ambientali che vanno ad influenzare la sensibilità della misura. Nella **Figura 1.7** sono invece riportate le attività alfa totale e beta totale e l'attività del Berillio-7 misurate sui filtri giornalieri. Il monitoraggio dei livelli di Berillio-7 in atmosfera, radionuclide naturale di origine cosmogenica, sono interessanti sia perché costituiscono un riferimento per il controllo della qualità della misura sia intrinsecamente, in quanto possono essere correlati con l'andamento di alcuni inquinanti atmosferici convenzionali (per es. ozono).

1.1.3 Deposizione al suolo (fallout)

La misura della radioattività presente nella deposizione al suolo, cioè il cosiddetto "fallout" è di grande interesse per il monitoraggio ambientale in quanto è un tipo di analisi molto sensibile. Il prelievo consiste nel raccogliere periodicamente (in genere mensilmente) il materiale presente in sospensione nell'aria depositato sul fondo di una vasca di acciaio inox, sia per deposizione secca che per deposizione umida.

Affinché il campionamento sia rappresentativo di una situazione "globale" e non sia influenzato da particolari condizioni locali, è bene che anche in questo caso il sistema di raccolta sia situato in un luogo aperto, lontano da camini di emissione e da strade ad intensa percorrenza.

A differenza che nel particolato atmosferico, nei campioni mensili di fallout si rileva sempre il Cs-137, radionuclide artificiale (tempo di dimezzamento o emivita di 30 anni) presente in aria e quindi nella deposizione a seguito di fenomeni di risospensione dal suolo, dove il Cesio è tuttora relativamente abbondante, principalmente a causa del-

l'incidente di Chernobyl. La concentrazione di Cs-137 è comunque andata progressivamente diminuendo nel tempo e ormai i valori che si misurano sono assai contenuti e variano, a seconda delle condizioni meteo, da un minimo di poche decine di mBq/m² a un massimo dell'ordine del centinaio di mBq/m².

In **Figura 1.8** è riportato l'andamento del Cs-137, nel periodo 2006-2009, ad Ivrea. Nel grafico è riportato anche il livello delle precipitazioni (in mm di pioggia) corrispondenti: come si può notare non c'è una evidente correlazione tra pioggia e deposizione. Anzi, in taluni casi sembra che ad elevati livelli di piovosità corrispondano bassi livelli di Cs-137: questo fatto si spiega con la natura stessa dell'attuale fallout, dovuto come si è appena detto, alla risospensione del Cs-137 presente nei suoli. La piovosità infatti riduce il tasso di risospensione della polvere dal suolo.

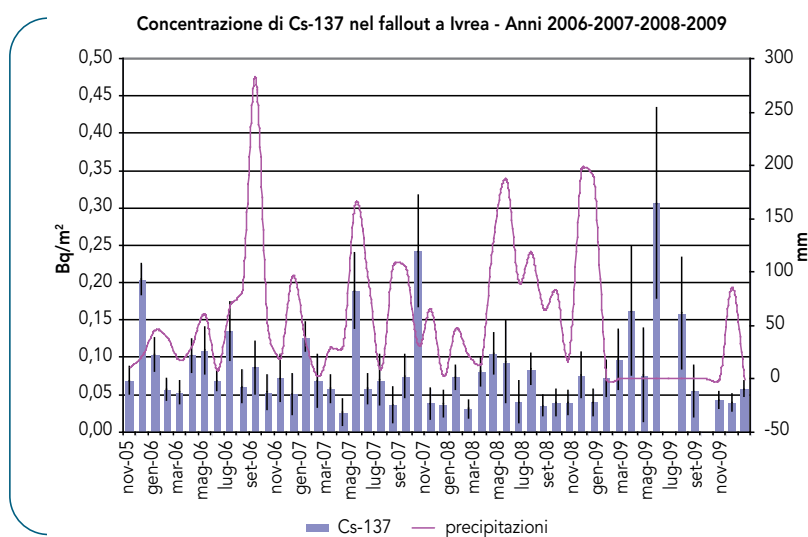


Figura 1.8

Deposizione umida e secca di Cs-137 (valori mensili) rilevata a Ivrea. Nel 2009, per la prima volta dall'incidente di Chernobyl, la concentrazione è risultata inferiore alla sensibilità strumentale e non è stata riportata sul grafico (mesi di giugno e settembre).

Siamo comunque lontani dai valori che si registravano all'indomani dell'incidente di Chernobyl, quando nel giro di pochi giorni vennero depositate al suolo, in talune aree del Piemonte e del Nord Italia, decine di migliaia di Bq/m² e anche dai valori tipici del fallout dovuto ai test atomici in atmosfera, effettuati tra la fine degli anni '50 e l'inizio degli anni '60 del secolo scorso (vedi **Figura 1.9**).

In **Figura 1.10** sono mostrati invece i valori medi annuali del fallout di Cs-137 dal 1993 al 2009: in questo lasso di tempo la deposizione si è ridotta di quasi un ordine di grandezza.

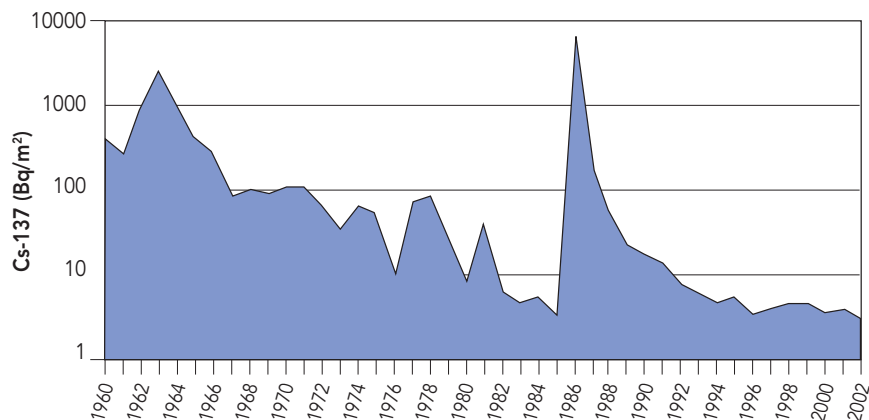


Figura 1.9

Deposizione annuale in Italia (valori medi), dal 1960 al 2002: si notano i picchi del 1963 (firma del Test Ban Treaty di Mosca tra USA e URSS che vietò le esplosioni nucleari in atmosfera) e del 1986 (incidente di Chernobyl).

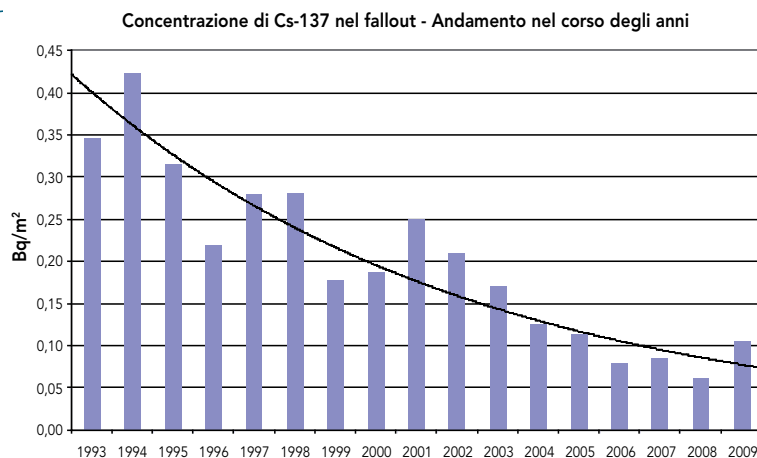


Figura 1.10

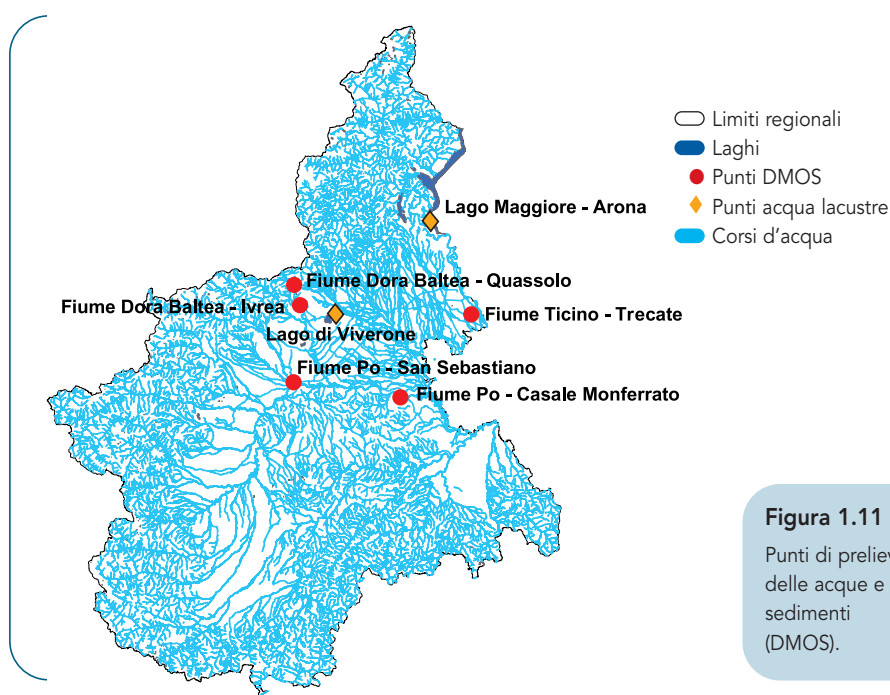
Deposizione umida e secca di Cs-137 dal 1993 al 2009 (valori medi annuali): si nota una progressiva diminuzione dei valori, interpolati con una curva di regressione esponenziale con un buon coefficiente di correlazione ($R^2 = 0,87$).

1.1.4 Acque superficiali e DMOS (Detrito Minerale Organico Sedimentabile)

Il controllo della radioattività nei corpi idrici superficiali viene effettuato sistematicamente mediante la misura di due diverse tipologie di matrici: l'acqua superficiale e il sedimento. La misurazione diretta dell'acqua fornisce un'indicazione, rappresentativa dell'istante di campionamento, di quanto è presente nel corpo idrico, sia esso disciolto o in sospensione.

L'inconveniente di questo tipo di misura risiede nel fatto che, per raggiungere adeguate sensibilità, devono essere campionati grossi volumi (svariate decine di litri), con intuibili complicazioni sperimentali. Inoltre, una misura puntuale, soprattutto in un corpo idrico dinamico quali sono i fiumi, può non essere significativa; d'altra parte, la misurazione in continuo dell'acqua di un fiume richiederebbe una stazione di campionamento e trattamento acque piuttosto complessa, molto costosa e soggetta a costante manutenzione. Per questo motivo, nel monitoraggio della radioattività di un corpo idrico, accanto alla puntuale misura diretta delle acque, viene spesso associata anche l'analisi del sedimento: il sedimento, sia di fiume che di lago, raccoglie la "storia", più o meno recente, degli episodi di inquinamento che hanno interessato il corpo idrico ed è quindi una matrice che, concentrando naturalmente in sé gli inquinanti, è un indicatore assai sensibile di eventuali contaminazioni.

I punti di prelievo relativi alle acque superficiali e ai sedimenti (sedimento propriamente detto o DMOS) sono riportati nella seguente cartina (Figura 1.11).



ACQUE SUPERFICIALI

Il monitoraggio delle acque superficiali viene effettuato prelevando considerevoli quantità di campione (da 30 a 90 litri) che viene poi sottoposto ad analisi (spettrometria gamma) dopo essere stato opportunamente ridotto in volume. Vengono effettuati sistematici campionamenti e misure (spettrometria γ con rivelatori al Germanio Iperpuro) nel fiume Po e nei Laghi Maggiore e di Viverone. Allo stato attuale nelle acque superficiali la presenza di radioattività artificiale è comunque assai contenuta: si trovano infatti tracce di Cs-137 dell'ordine di pochi mBq/m³.

IL DMOS

Il Detrito Minerale Organico Sedimentabile (DMOS) è il materiale in sospensione nell'acqua di un fiume che tende a sedimentarsi nell'alveo del fiume stesso. Di fatto, quindi, esso può essere identificato come la parte solida in sospensione nel fiume in procinto di sedimentazione. Si preferisce campionare il DMOS invece del sedimento fluviale propriamente detto poiché, trattandosi della componente particellare non ancora sedimentata, è rappresentativa della "storia recente" del fiume. L'analisi di questa particolare matrice è pertanto un utile indicatore della presenza di eventuali contaminazioni (sia radioattive che da metalli pesanti) del corso d'acqua: la tendenza dei radionuclidi e dei metalli pesanti in generale ad attaccarsi alla frazione fine (limo e argilla) del particolato in sospensione rende infatti questa tecnica di monitoraggio assai sensibile anche a livelli relativamente bassi di contaminazione. Il prelievo del DMOS avviene mediante appositi campionatori costituiti da strisce di PVC inserite in sacchetti di plastica (cartene) opportunamente tagliati che, posizionati sul fondo del corso d'acqua, sono in grado di raccogliere il particolato in sospensione (lo schema del campionario è illustrato in **Figura 1.12**). Il tempo di campionamento dipende da quanto materiale si vuole prelevare e dal carico di particolato del fiume: in genere una settimana è un tempo sufficiente per ottenere un quantitativo idoneo di materiale.

Il campionamento del DMOS viene eseguito sistematicamente sui 3 principali fiumi che attraversano il Piemonte:

- il Po
- la Dora Baltea
- il Ticino

Nel DMOS viene regolarmente rivelato il Cs-137, con valori che attualmente si aggirano su qualche Bq/kg in tutti i fiumi, con punte massime di poche decine di Bq/kg (vedi **Figura 1.13**). Anche per quanto riguarda il DMOS, l'origine del Cs-137 misurato va essenzialmente ricondotta all'incidente di Chernobyl: il Cs-137 intrappolato nei sedimenti che costi-

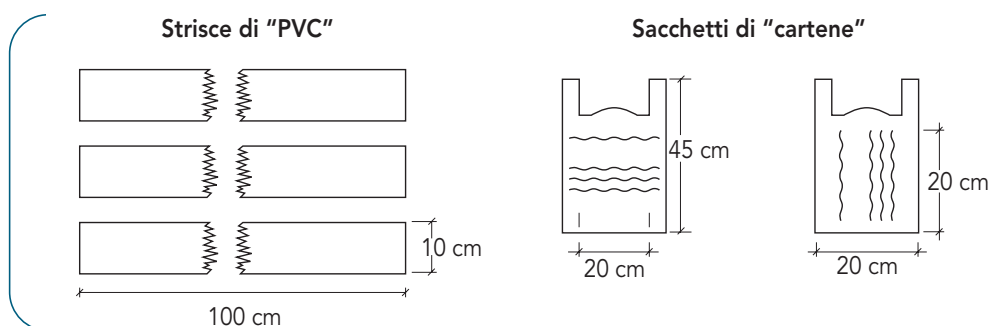
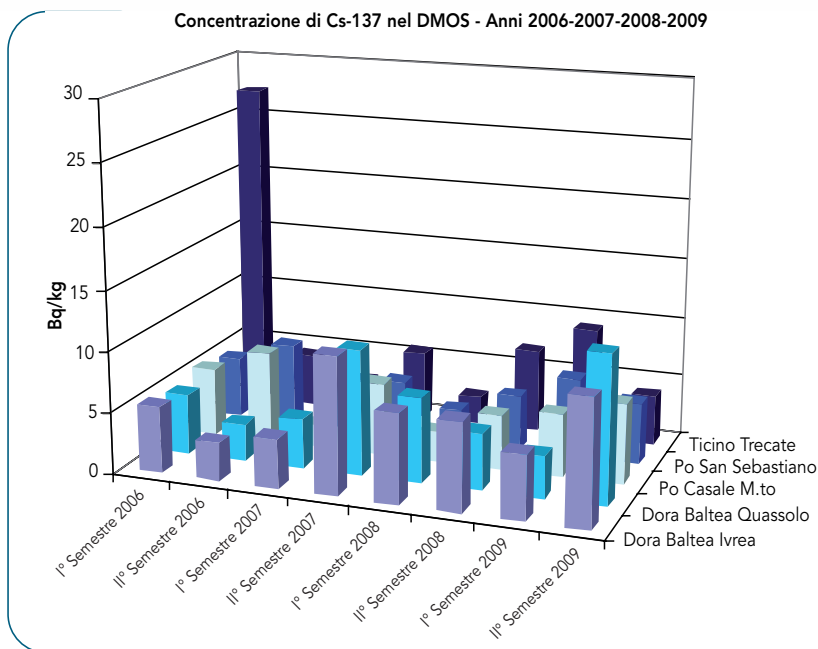
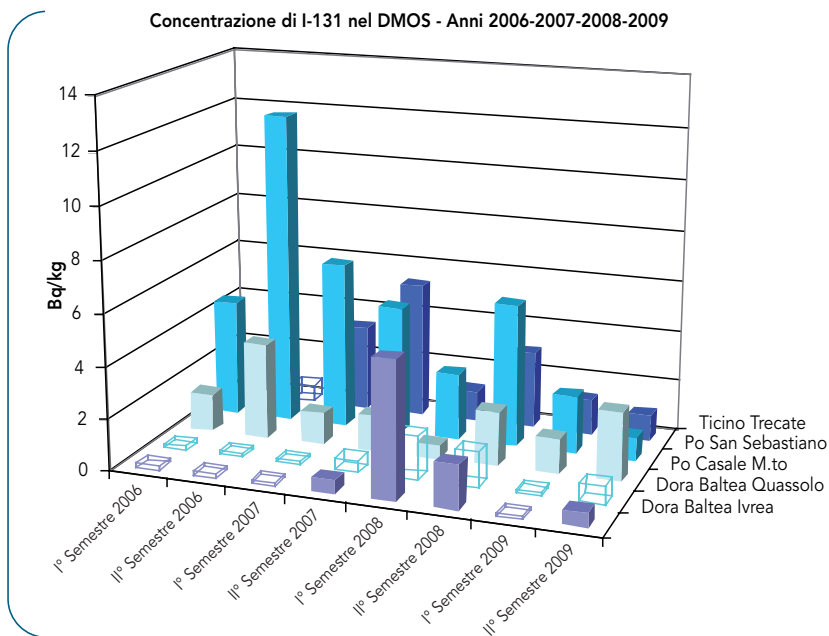


Figura 1.12

Composizione del campionario di DMOS: le strisce di PVC sono inserite nei 2 sacchetti di cartene, opportunamente tagliati orizzontalmente e verticalmente.

**Figura 1.13**

Andamento della concentrazione di Cs-137 nel DMOS nelle varie stazioni di prelievo: a parte un valore relativamente elevato misurato sul Ticino nel 1° semestre 2006, i dati tra i vari fiumi sono tra loro comparabili.

**Figura 1.14**

Andamento della concentrazione di I-131 nel DMOS nelle varie stazioni di prelievo. Quando il valore è risultato inferiore alla sensibilità strumentale sono state riportate nell'istogramma delle barre trasparenti corrispondenti alla Minima Attività Rivelabile. I punti di prelievo a valle dei centri urbani con presidi ospedalieri importanti presentano valori di I-131 sistematicamente superiori ai punti situati a monte.

tuiscono il DMOS proviene infatti dal dilavamento dei suoli, nei quali si trova immagazzinata gran parte della radioattività artificiale immessa nell'ambiente. Nei principali corsi d'acqua, a valle di insediamenti urbani, si misura con regolarità anche lo I-131, un radionuclide a breve emivita (circa 8 giorni). La sua sistematica presenza in corpi idrici indica una continua immissione del radionuclide stesso da parte degli ospedali (e anche dei pazienti trattati in ospedale), dove è utilizzato sia per scopi diagnostici che terapeutici. Una conferma qualitativa di ciò si può avere osservando i dati riportati nell'istogramma di **Figura 1.14**: i valori rilevati nella stazione di San Sebastiano Po (TO), che si trova oltre Torino, sono sistematicamente maggiori di quelli rilevati a Casale Monferrato (AL), parecchi chilometri più a valle; sembra in questo caso evidente il contributo degli scarichi dei presidi ospedalieri torinesi che, notoriamente, fanno un uso piuttosto consistente di questo radionuclide. Un'analoga osservazione può essere fatta per la Dora Baltea: il dato di Ivrea (punto di prelievo a valle del centro abitato) risulta sistematicamente maggiore di quello di Quassolo, che si trova invece a monte degli scarichi della città di Ivrea. I dati riscontrati (pochi Bq/kg), sono tuttavia insignificanti dal punto di vista dosimetrico e devono quindi essere trattati e interpretati per il loro interesse radioecologico piuttosto che radioprotezionistico.

1.1.5 Suolo ed erba

Il suolo (assieme ai sedimenti) è la matrice che più a lungo conserva memoria dei passati eventi di contaminazione. La radioattività artificiale immessa nell'ambiente da esplosioni nucleari in atmosfera (anni '50 e '60 del secolo scorso) e poi dall'incidente di Chernobyl, si trova ancora in quantità apprezzabili in tutti i suoli del Piemonte, sia pure con concentrazioni variabili da luogo a luogo. La distribuzione territoriale nei suoli della radioattività artificiale è stata influenzata dalle precipitazioni: ciò vale in particolare per la radioattività dispersa a seguito dell'incidente di Chernobyl che, in Piemonte, costituisce più del 90% della radioattività artificiale presente nell'ambiente.

Per quanto concerne i radionuclidi presenti nei suoli, oltre al solito Cs-137, si trovano ancora talvolta deboli tracce di Cs-134 (anch'esso originato da Chernobyl, avente emivita pari a 2,06 anni), di Sr-90 (emivita di 28,5 anni) e anche, sia pure in tracce debolissime, di Pu-239 e Pu-240, radioisotopi del Plutonio dalle lunghissime emivite (decine di migliaia e migliaia di anni), questi ultimi originati dai test nucleari in atmosfera. Tuttavia, dal punto di vista sostanziale, l'unico radioisotopo che continua ad avere una significatività dosimetrica, sia pur limitata, resta il Cs-137, che viene dunque preso come riferimento per gli studi sulla distribuzione della radioattività artificiale.

Nella seguente **Figura 1.15** è mostrata una cartina del Piemonte con la deposizione al suolo del Cs-137. Tale cartina è stata elaborata da Arpa Piemonte nel 1998, a seguito di uno studio commissionato dalla Regione Piemonte^[5]. Da essa si vede come la radioattività nei suoli sia assai variabile, con valori massimi superiori ai 50000 Bq/m² e minimi inferiori a 8000 Bq/m². È stato dimostrato che la grande variabilità osservata è dovuta essenzialmente alla pioggia che dilavò l'atmosfera all'epoca dell'incidente di Chernobyl, abbattendo al suolo la nube radioattiva. Questa rappresentazione, per quanto ormai datata, resta tuttavia ancora valida nelle sue linee essenziali, dal momento che il Cs-137 ha, come è già stato ricordato, un tempo di dimezzamento di 30 anni.

ATTIVITÀ DEL ^{137}CS NEI SUOLI E RATEO DI DOSE IN ARIA PER IRRAGGIAMENTO
Campionamenti effettuati nel Luglio 1993

Attività del ^{137}Cs (Bq/mq)	Rateo di dose (nGy/h)	
	Suoli coltivati	Suoli indisturbati
minore di 8.000	minore di 2,2	minore di 8
da 8.000 a 15.000	da 2,2 a 4,1	da 8 a 15
da 15.000 a 30.000	da 4,1 a 8,1	da 15 a 30
da 30.000 a 40.000	da 8,1 a 10,8	da 30 a 40
da 40.000 a 50.000	da 10,8 a 13,5	da 40 a 50
maggiore di 50.000	maggiore di 13,5	maggiore di 50

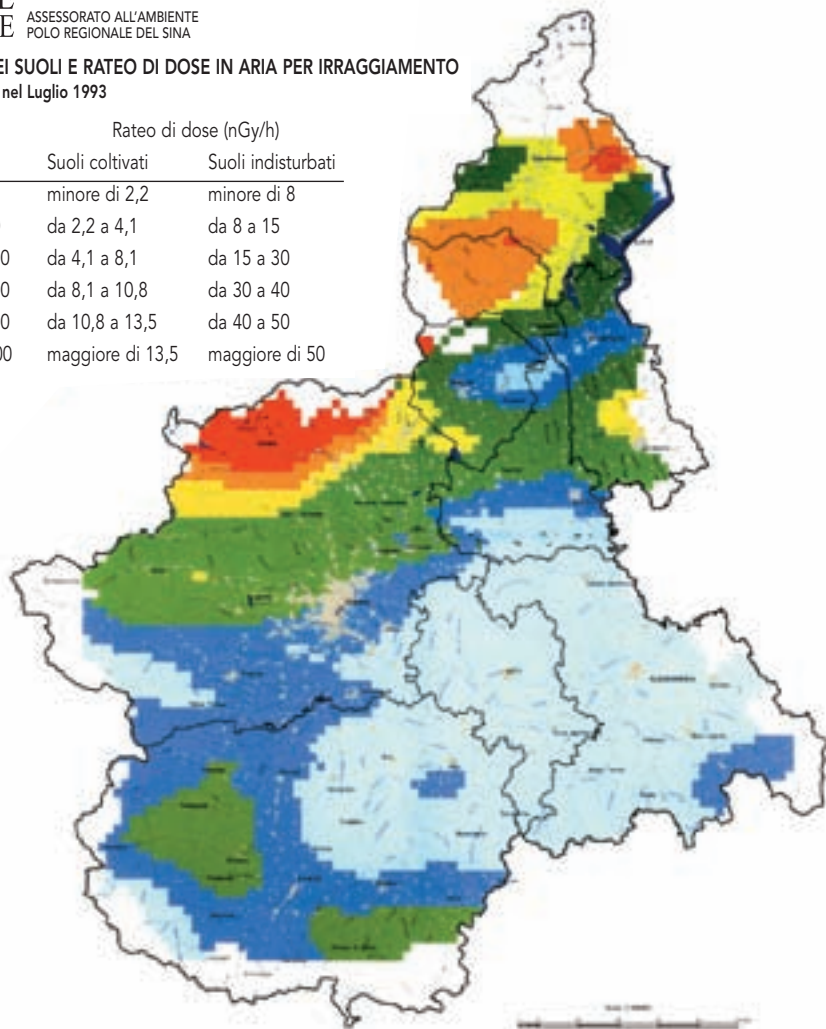


Figura 1.15

Distribuzione del Cs-137 nei suoli del Piemonte: le aree a più elevata contaminazione coincidono quasi esattamente con quelle in cui si sono avute intense precipitazioni durante il passaggio in Piemonte della nube radioattiva di Chernobyl (30 aprile – 6 maggio 1986).

Rielaborando i dati ottenuti da questo studio e riportandoli ai nostri giorni, si può ricavare un dato più indicativo dell'attuale contaminazione superficiale dei suoli del Piemonte. Il seguente istogramma (Figura 1.16), mostra infatti l'attuale distribuzione dei livelli di Cs-137 nei suoli, espressi in termini di concentrazione di attività (Bq/kg) presente nello strato superficiale del terreno (0 – 5) cm, suddivisa per classi di concentrazioni. In ordinata è riportata la percentuale di territorio piemontese avente una data concentrazione.

Distribuzione concentrazione superficiale Cs-137 nei suoli

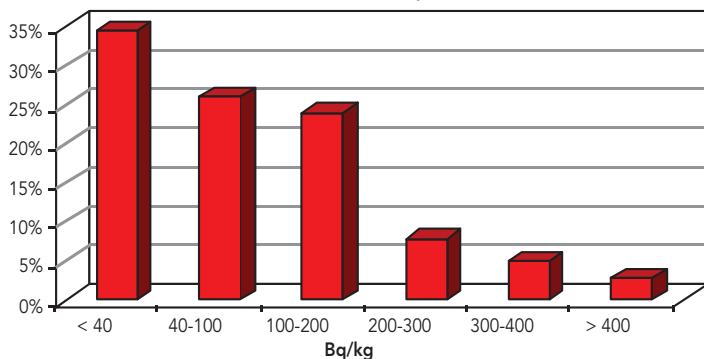


Figura 1.16

Distribuzione della percentuale di superficie del territorio piemontese nelle diverse classi di concentrazione di Cs-137 nel suolo, riferita a campioni prelevati nello strato superficiale (0-5 cm).

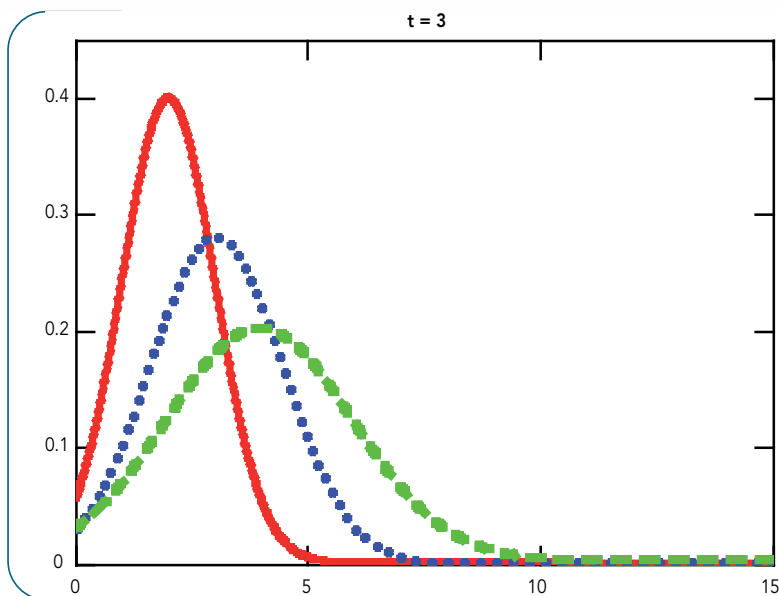
Come si vede, in buona parte del territorio del Piemonte (circa il 60%) la concentrazione superficiale di Cs-137 è < 100 Bq/kg, anche se una piccola ma non trascurabile porzione di esso (poco meno dell'8%, perlopiù in aree montane poco abitate), presenta tuttora concentrazioni relativamente elevate (> 300 Bq/kg) e una parte ancora più piccola (circa il 2%) concentrazioni ancora maggiori (> 400 Bq/kg).

Nello studio della radioattività nei suoli dovuta al Cs-137 e del rischio radiologico ad essa connesso, si devono considerare sia l'irraggiamento gamma diretto dei radionuclidi presenti nel suolo che il trasferimento del cesio nella catena alimentare.

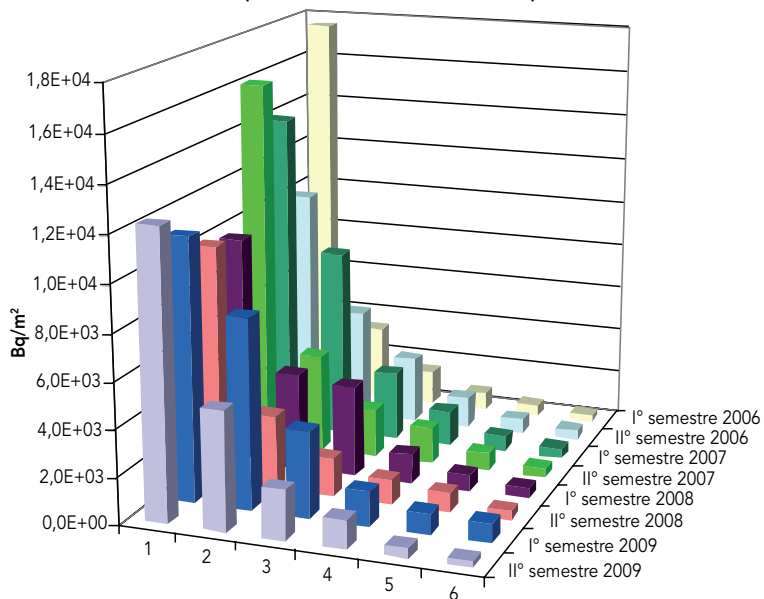
A questo proposito bisogna tenere presente che la biodisponibilità della radioattività di origine artificiale presente nel suolo, cioè la frazione di attività che si può distribuire nella biosfera e che quindi può essere fonte di rischio radiologico, tende a diminuire non solo per decadimento fisico, ma anche per dilavamento del suolo e migrazione in profondità. Con questi meccanismi una parte non trascurabile della radioattività presente viene sequestrata a profondità crescenti, in modo quasi irreversibile, nelle argille. Tali fenomeni influenzano la captazione del cesio da parte degli organismi vegetali e quindi il ricircolo del cesio nella catena alimentare. Inoltre, in tal modo, anche l'irraggiamento tende a diminuire, per effetto della maggior schermatura data dal suolo stesso.

La migrazione del Cs-137 (e degli altri radionuclidi eventualmente presenti) è lenta ma, dopo anni o decine di anni, il profilo di concentrazione cambia considerevolmente. Applicando, in prima approssimazione, l'equazione di convezione-diffusione, si ottiene per il profilo di concentrazione una gaussiana con il massimo che si muove a profondità crescenti e che col tempo tende ad allargarsi (Figura 1.17). Studi sperimentali e teorici indicano però che il modello che meglio descrive la realtà sperimentale è quello log-normale.

Per studiare e tenere sotto controllo questi fenomeni, vengono effettuate sistematicamente delle misure sul profilo di concentrazione del Cs-137 in suoli indisturbati, cioè non soggetti a pratiche agricole. Vengono quindi campionati ogni sei mesi, nello stesso sito, 6 campioni di suolo dello spessore di cm 5 l'uno, a profondità crescenti (fino a 30 cm). Nel grafico seguente (Figura 1.18) sono mostrati i dati più recenti (2006 – 2009) relativi allo studio della distribuzione verticale del Cs-137 in un tipo di suolo collinare (Serra d'Ivrea, in provincia di Biella).

**Figura 1.17**

Variazione nel tempo (in successione curva rossa, blu e verde) del profilo di concentrazione di un radionuclide che migra in profondità (modello gaussiano, unità arbitrarie).

Concentrazione di Cs-137 in profondità nel suolo di Albareto Superiore (BI) - Anni 2006-2007-2008-2009**Figura 1.18**

Profilo sperimentale di concentrazione del Cs-137 in un suolo indisturbato del Piemonte (Serra d'Ivrea, provincia di Biella): nonostante che la maggior parte del Cs-137 si trovi ancora negli strati superiori (0-5 cm), ormai una frazione non trascurabile dell'attività ha raggiunto profondità ragguardevoli (più di 20 cm). La struttura log-normale del profilo non viene evidenziata a causa del passo di campionamento del profilo eccessivamente grande (5 cm) rispetto alla velocità di migrazione.

1.2 Gli alimenti

Il campionamento degli alimenti viene effettuato di norma dalle AASSLL del Piemonte, tramite i propri servizi (Servizio Igiene Alimenti e Nutrizione e Servizio Veterinario), che provvedono all'invio dei campioni al laboratorio Arpa Piemonte per le analisi previste. Il piano di campionamento, è stilato annualmente da Arpa Piemonte anche sulla base di indicazioni provenienti da ISPRA (ex art. 104 del D. L.vo 230/95) ed è basato sulla dieta media della popolazione, ricavata da dati in letteratura. In tal modo viene assicurata la rappresentatività del campionamento rispetto alla dieta tipo della popolazione piemontese, in modo da consentire poi il calcolo della dose efficace media attribuibile alla popolazione stessa (vedasi **Capitolo 4** Valutazioni dosimetriche).

Per quanto riguarda gli alimenti bisogna poi tenere presente che l'Unione Europea ha emanato diversi Regolamenti che fissano i livelli massimi ammissibili di radioattività per i prodotti alimentari (CCE, 1989a; CCE, 1989b) e per gli alimenti per animali (CCE, 1990), che possono essere immessi sul mercato a seguito di un incidente nucleare o in qualsiasi altro caso di emergenza radiologica, ai fini della protezione della popolazione. Tali livelli, che fungono ovviamente da riferimento anche per la legislazione del nostro Paese, sono specificati nelle due seguenti tabelle.

Tabella 1.1: Concentrazioni massime ammissibili nei prodotti alimentari a seguito di emergenze radiologiche (REGOLAMENTO EURATOM n° 2218/89 del 18-07-1989).

livelli massimi ammissibili di radioattività per i prodotti alimentari in caso di emergenze nucleari e radiologiche ⁽⁺⁾				
radionuclide	livello massimo ammissibile (Bq kg ⁻¹ o bq l ⁻¹)			
	alimenti per lattanti	prodotti lattiero caseari	altri prodotti ^(*)	alimenti liquidi
Isotopi dello Stronzio	75	125	750	125
Isotopi dello Iodio	150	600	2000	500
Isotopi del Plutonio e di elementi transuranici che emettono radiazioni α .	1	20	80	20
Tutti gli altri nuclidi il cui tempo di dimezzamento supera i 10 giorni, in particolare Cs-134 e Cs-137	400	1000	1250	1000

⁽⁺⁾ CCE, 1989a; CCE 1989b.

^(*) Sono esclusi i prodotti alimentari secondari per i quali i livelli massimi da applicare sono 10 volte superiori a quelli riportati in tabella.

Tabella 1.2: Concentrazioni massime ammissibili negli alimenti per animali a seguito di emergenze radiologiche (REGOLAMENTO EURATOM n° 770/90 DEL 29-03-1990).

livelli massimi di radioattività negli alimenti per animali in caso di emergenze nucleari e radiologiche (+)	
animali	livello massimo ammissibile ⁽¹⁾ ⁽²⁾ (Cs-134 e Cs-137Bq kg ⁻¹)
Maiali	1250
Pollame, agnelli e vitelli	2500
Altri	5000

(+) CCE, 1990.

⁽¹⁾ I presenti livelli costituiscono uno strumento per contribuire all'osservanza dei massimi livelli consentiti per gli alimenti; essi non garantiscono di per sé stessi tale osservanza in ogni circostanza e lasciano impregiudicata le necessità di controllare i livelli di contaminazione nei prodotti animali destinati al consumo umano.

⁽²⁾ Tali livelli si riferiscono agli alimenti per animali pronti al consumo.

Nella seguente **Figura 1.19** è invece indicata la provenienza dei campioni prelevati sul territorio della Regione.

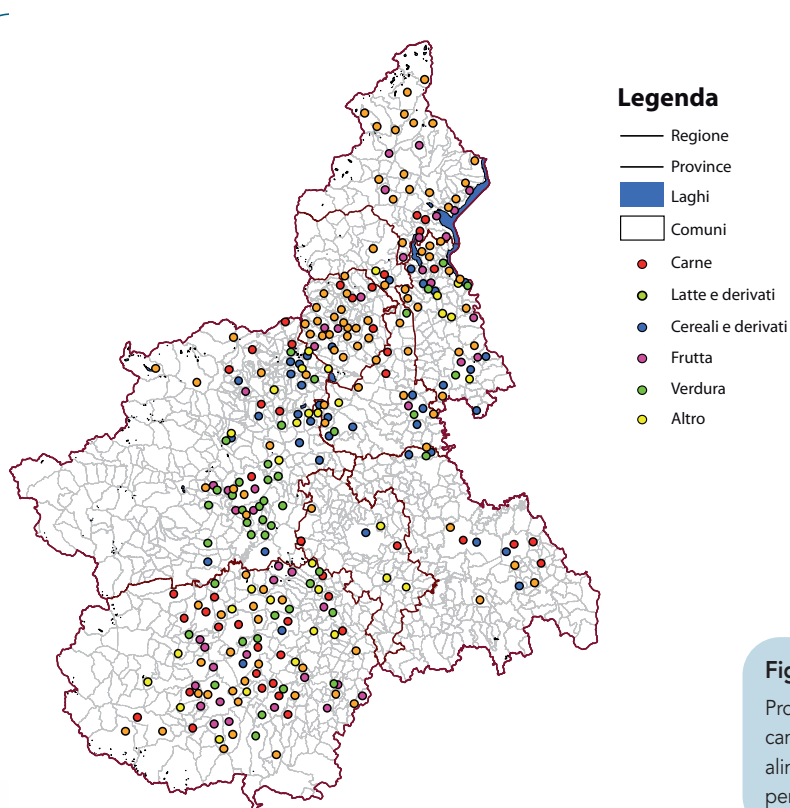


Figura 1.19

Provenienza dei campioni alimentari suddivisi per tipologia.

1.2.1 Latte e derivati

Il latte, assieme ai suoi derivati (formaggi, yogurt) è, come si è visto, uno degli alimenti centrali della nostra dieta e lo è particolarmente per neonati e bambini. È quindi evidente l'importanza di un costante monitoraggio della sua qualità e, per quanto ci riguarda ora, dei suoi livelli di radioattività. D'altra parte, per la sua modalità di produzione (si pensi ad esempio al ciclo di produzione del latte fresco negli alpeggi), è anche un alimento che, più di altri, può essere vulnerabile ad eventi di contaminazione ambientale. Per questi motivi si può senz'altro affermare che il latte è l'alimento di riferimento per la radioprotezione e la radioecologia.

Nel periodo 2006 - 2009 sono stati analizzati ben 419 campioni, di varia tipologia, dal latte vaccino crudo (45% del totale) a tutti gli altri (si veda il dettaglio nel diagramma di **Figura 1.20**), mentre per quanto riguarda i derivati del latte il numero complessivo di campioni analizzati è stato di 85.

I livelli di contaminazione radioattiva riscontrati in questo esteso campione rappresentativo dei derivati del latte sono in generale assai contenuti, molto spesso al di sotto della sensibilità strumentale (MAR). Anche nei campioni di latte di centrale, che è la tipologia di prodotto maggiormente diffusa, l'attività è quasi sempre inferiore alla sensibilità strumentale (dell'ordine del mBq/kg) per tutti i radionuclidi artificiali e solo rara-

Tipologia dei campioni di latte - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 419)

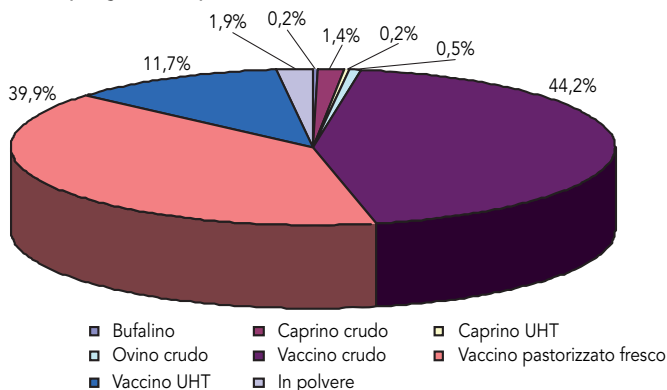


Figura 1.20

Distribuzione percentuale delle tipologie di campioni di latte analizzati.

Tipologia dei campioni di derivati del latte - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 85)

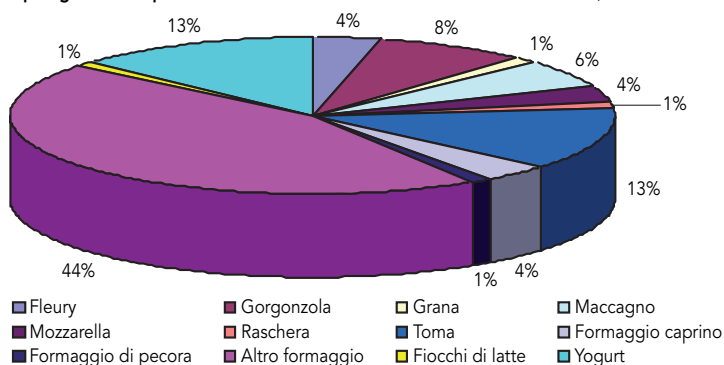


Figura 1.21

Distribuzione percentuale delle tipologie dei campioni di derivati del latte analizzati.

mente si trovano tracce di Cs-137 e/o di Sr-90, comunque insignificanti dal punto di vista dosimetrico e molto lontani dai livelli massimi ammissibili stabiliti dall'Unione Europea e richiamati nelle **Tablelle 1.1** e **1.2**.

In alcuni tipi di latte, specialmente quelli provenienti da allevamenti situati a quote medio-alte e/o che utilizzano come foraggio l'erba prodotta dai pascoli montani, si trovano invece livelli di Cs-137 più elevati, dell'ordine di qualche Bq/kg o, in taluni rari casi, superiori ai 10 Bq/kg. Uno studio sistematico effettuato negli ultimi anni in collaborazione con il Servizio Veterinario dell'ASL di Biella ha mostrato che, in quell'area, i livelli di Cs-137 presenti nel latte bovino sono ancora particolarmente elevati, raggiungendo in taluni casi ancor oggi (2008) i 26 – 27 Bq/kg. Quasi eccezionali, sono poi da considerarsi i livelli di Cs-137 trovati in alcuni campioni di latte caprino: in un campione prelevato nel 2006 è stata misurata una concentrazione di oltre 90 Bq/kg! Si tratta di un prodotto poco diffuso e quindi la sua rilevanza dosimetrica sarebbe in ogni caso assai limitata; tuttavia è di estremo interesse constatare che, a oltre 20 anni dall'incidente di Chernobyl si riscontrano ancora alimenti con contaminazioni ancora significative, se non dal punto di vista radioprotezionistico, sicuramente da quello radioecologico (**vedasi Paragrafo 1.3.2** Realtà piemontesi con elevata contaminazione di Cesio-137).

Un altro specifico studio sistematico ha riguardato il latte bovino prelevato in una cascina canavesana: i campioni sono infatti prelevati e analizzati mensilmente, ormai da molti anni. Si tratta di un allevamento medio-piccolo, che impiega ancora, per buona parte dell'anno, foraggio coltivato in loco. I livelli di contaminazione da Cs-137 del latte prodotto sono ormai assai contenuti, prossimi alla sensibilità strumentale (qualche decimo di Bq/kg), come può essere apprezzato nel grafico sottostante (**Figura 1.22**). Come per tutte le matrici analizzate la contaminazione è diminuita comunque molto dagli anni immediatamente successivi all'incidente di Chernobyl ad oggi (**vedasi Paragrafo 1.3.1** L'andamento della radioattività artificiale nel corso degli anni).

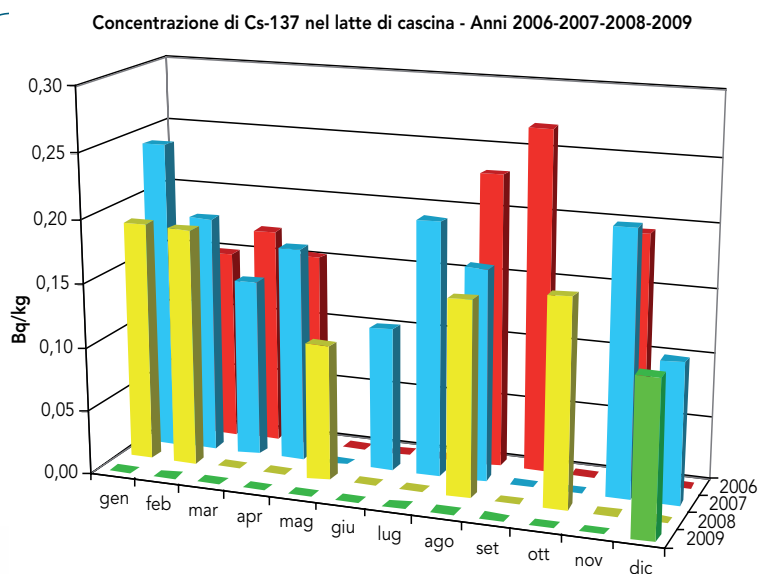


Figura 1.22

Concentrazione di Cs-137 nel latte di una cascina del Canavese analizzato mensilmente; quando la concentrazione è risultata inferiore alla sensibilità strumentale, viene riportato un valore nullo.

1.2.2 Carne

La carne è un altro tra i principali componenti della dieta tipo della popolazione e anche in essa si trovano talvolta tracce di Cs-137. I livelli di Cs-137 che si riscontrano nella carne sono assai variabili e dipendono dall'origine e dal tipo di carne. A differenza del latte infatti, per il quale ha rilevanza quasi esclusivamente solo quello bovino, per quanto riguarda la carne abbiamo una situazione abbastanza variegata (diagramma a torta in **Figura 1.23**). Diverse sono infatti le tipologie di carni consumate, diversa è l'origine dell'alimentazione dei vari animali (bovini, caprini, ovini, suini, pollame, conigli) e diverso è il loro metabolismo. In generale però, si può osservare una certa regolarità: negli animali di allevamento, che si cibano prevalentemente con mangimi di origine industriale si riscontrano infatti assai raramente tracce di Cs-137 che invece sono più frequenti negli animali che vivono all'aperto e che si cibano direttamente sul terreno o con foraggio locale.

Per quanto riguarda la carne bovina i valori vanno da livelli insignificanti (inferiori alla sensibilità strumentale) a qualche Bq/kg: si tratta di valori comunque modesti, anche se più elevati di quelli tipicamente riscontrati nel latte (**Figura 1.22** e **1.24**).

Un'eccezione a questo quadro è costituita dagli animali selvatici, che vivendo perlopiù nelle aree montane dove la ricaduta radioattiva di Chernobyl è stata più massiccia, hanno in genere un contenuto di Cs-137 nelle loro carni decisamente più elevato: sono stati infatti analizzati anche recentemente (2008) campioni di carne di camoscio prelevati nel biellese con concentrazioni di Cs-137 di 112 Bq/kg e 237 Bq/kg, valori che possono essere considerati decisamente elevati, anche se ancora al di sotto dei limiti massimi ammissibili sopra richiamati (**vedasi Paragrafo 1.3.2** Realtà piemontesi con elevata contaminazione di Cesio-137 e **Tabelle 1.1** e **1.2**).

Tipologia e provenienza dei campioni di carne - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 114)

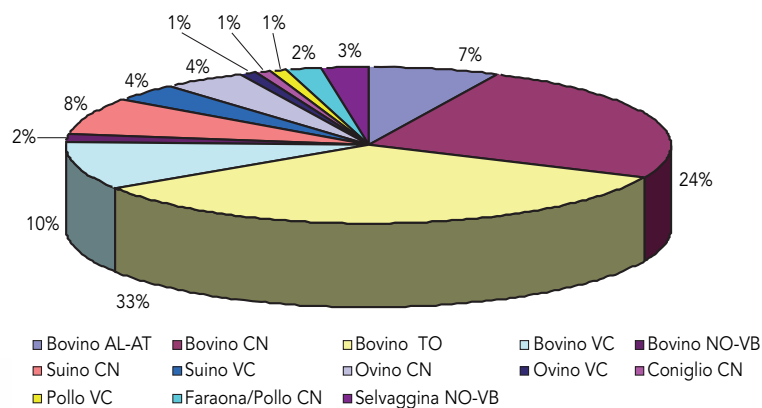


Figura 1.23

Distribuzione percentuale delle tipologie e della provenienza dei campioni di carne analizzati.

Concentrazione di Cs-137 nella carne bovina di un macello del Canavese - Anni 2006-2007

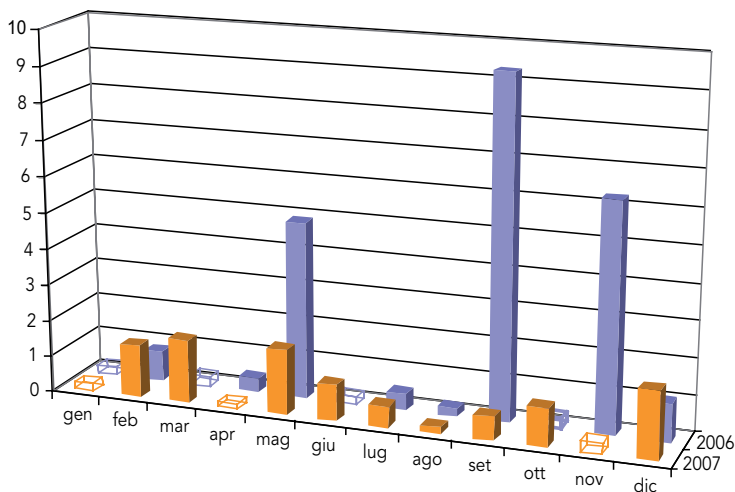


Figura 1.24

Concentrazione di Cs-137 nella carne bovina di un macello del Canavese analizzata mensilmente fino al 2007; quando la concentrazione è risultata inferiore alla sensibilità strumentale, vengono riportate delle barre trasparenti corrispondenti alla Minima Attività Rivelabile.

1.2.3 Cereali e derivati

Nei cereali e loro derivati (pane, pasta, grissini) non vi sono solitamente tracce di radioattività artificiale. Anche la concentrazione del Cs-137 è quasi sempre al di sotto della sensibilità strumentale o, nei rarissimi casi in cui si riscontrano deboli tracce, è comunque molto bassa. Nella figura seguente è riportato il tipo di cereali e di derivati analizzati negli ultimi anni.

Tipologia dei campioni di cereali e di derivati - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 135)

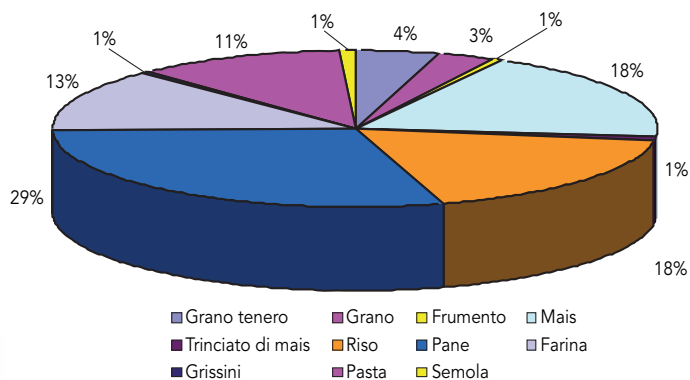


Figura 1.25

Distribuzione percentuale delle tipologie di cereali e dei loro derivati analizzati.

1.2.4 Ortaggi e frutta

Come per i cereali, anche negli ortaggi e nella frutta non si riscontrano praticamente mai livelli superiori alla Minima Attività Rivelabile. Quei pochi casi in cui si hanno identificazioni positive (di Cs-137), si tratta di debolissime tracce per le quali è spesso difficile stabilire se siano dovute alla captazione del radioelemento da parte del vegetale oppure alla presenza di piccole quantità di suolo rimaste nel campione. I campionamenti di tali matrici, oltre a tener conto della dieta, tendono a privilegiare le colture di stagione, nonché la produzione locale specifica di alcune zone del Piemonte. Di seguito vengono quindi riportati i diagrammi a torta relativi alle tipologie e alle quantità analizzate.

Tipologia dei campioni di frutta - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 141)

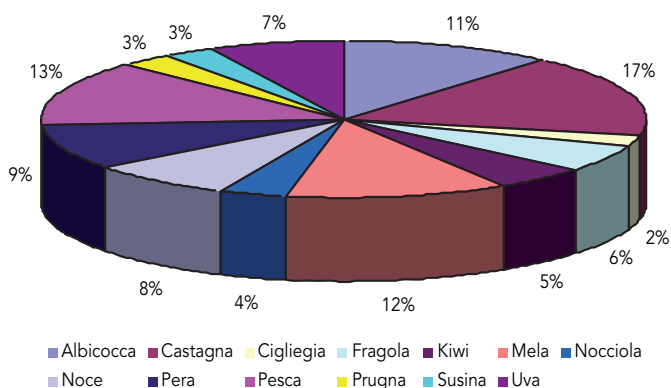


Figura 1.26

Distribuzione percentuale delle tipologie di frutta analizzate.

Tipologia dei campioni di ortaggi - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 195)

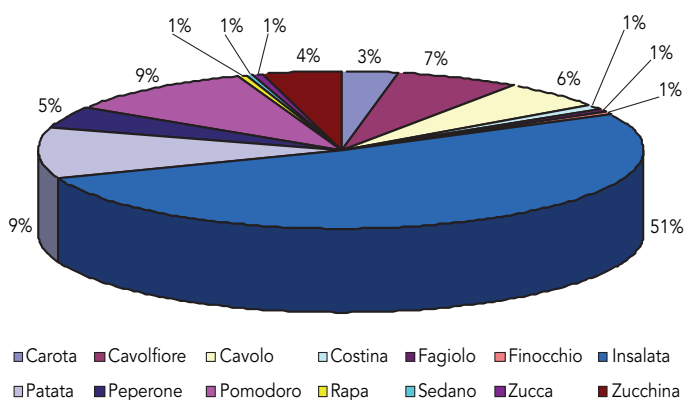


Figura 1.27

Distribuzione percentuale delle tipologie di ortaggi analizzati.

1.2.5 Funghi e miele

I funghi e il miele meritano un paragrafo a parte per il loro peculiare interesse radioecologico. Entrambi, infatti, sono alimenti in cui si riscontrano concentrazioni di Cs-137 mediamente più elevate che negli altri alimenti. Il particolare metabolismo dei funghi e il processo di produzione del miele, uniti ad un territorio spesso montano e quindi più

ricco di Cs-137, fanno sì che si creino le condizioni per la presenza di questo radionuclide in concentrazioni più elevate che negli altri alimenti.

Nei grafici seguenti sono riportati i tipi di funghi e di miele analizzati negli anni 2006-2007-2008-2009.

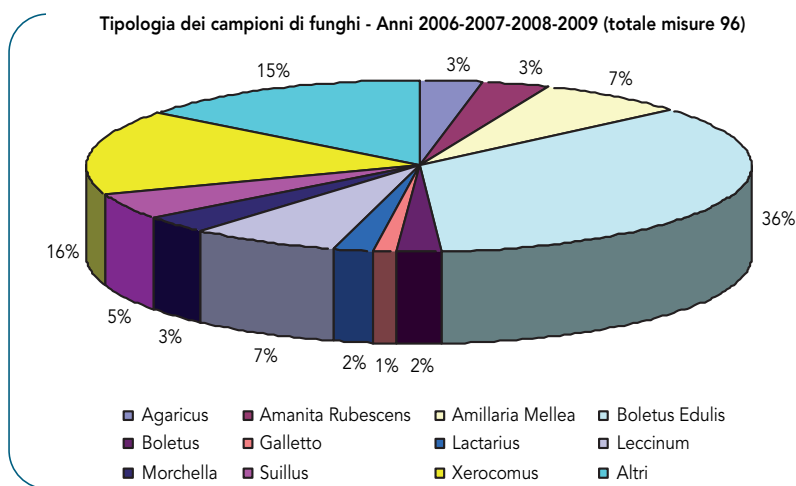


Figura 1.28

Distribuzione percentuale delle tipologie di funghi analizzate.

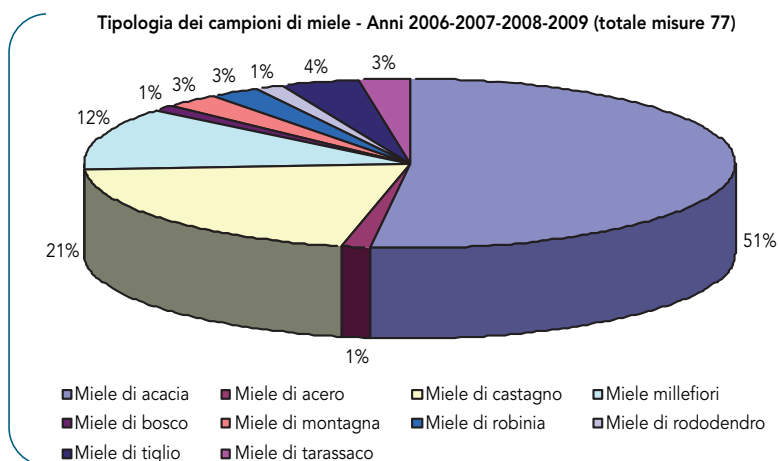


Figura 1.29

Distribuzione percentuale delle tipologie di miele analizzate.

Nella **Figura 1.30** sono riportate le concentrazioni di Cs-137 riscontrate in alcuni campioni di funghi e di miele. Per i funghi si è deciso di riportare solamente la concentrazione nei campioni di funghi porcini (*Boletus Edulis*) freschi, tipicamente i più consumati dalla popolazione. Per il miele sono invece riportate le concentrazioni nel miele di castagno, miele millefiori e miele di montagna, in quanto sono le tipologie di miele in cui si riscontra in genere una contaminazione maggiore. Occorre tuttavia ricordare che in alcuni campioni di funghi *Xerocomus Badius* sono stati riscontrati valori di Cs-137 superiori a 1000 Bq/kg e in alcuni casi tali valori hanno superato il limite imposto dalla normativa europea (**vedasi Tabelle 1.1 e 1.2 e Paragrafo 1.3.2** Realtà piemontesi con elevata contaminazione di Cesio-137).

Concentrazione di Cs-137 nei funghi porcini (*Boletus Edulis*) e nel miele (castagno, millefiori e montagna) analizzati negli anni 2006-2007-2008-2009

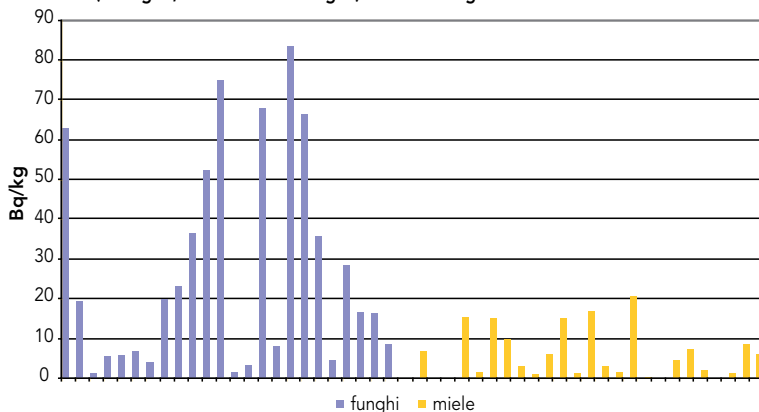


Figura 1.30

Concentrazione di Cs-137 in alcuni campioni di funghi e di miele.

I livelli di Cs-137 riscontrati in questi campioni, dato il limitato peso nella dieta umana di questo tipo di alimenti, non destano tuttavia preoccupazioni. Dalle valutazioni dosimetriche si evince infatti che il contributo di questi alimenti alla dose totale è del tutto comparabile con quello di altri alimenti con maggior peso nella dieta umana (vedasi il [Capitolo 4](#) Valutazioni dosimetriche).

1.2.6 Altri alimenti

In questo paragrafo si tratta di altre tipologie di alimenti, campionate ed analizzate per completare il quadro complessivo, ma per le quali non sono state riscontrate situazioni critiche. Di conseguenza viene mostrato in [Figura 1.31](#) il solo diagramma a torta che illustra il programma di campionamento effettuato negli anni 2006-2009.

Tipologia di altri campioni alimentari - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 96)

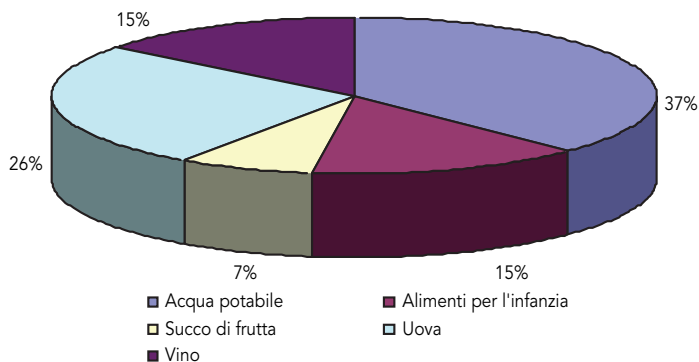


Figura 1.31

Distribuzione percentuale delle tipologie di altri alimenti analizzate.

1.2.7 Acqua potabile

Le analisi sull'acqua potabile meritano però un ulteriore commento. Se infatti per esse non vi è stata alcuna identificazione positiva di radionuclidi di origine artificiale, esse sono state tuttavia oggetto di particolare approfondimento derivante dall'applicazione del

D.Lvo 31/2001. Tale norma impone infatti dei limiti sul contenuto di trizio (100 Bq/l) e sulla dose totale indicativa dovuta al consumo di acqua in un anno (0,1 mSv/anno), imponendo quindi, di fatto, anche la valutazione della radioattività di origine naturale. In Piemonte la misura di trizio, in virtù di apposite linee guida regionali, non viene effettuata in quanto il contenuto di trizio ambientale presente nel territorio piemontese e misurato in passato è così basso da escludere un possibile superamento del limite indicato. Per la valutazione della dose totale indicativa la prassi seguita è stata quella di effettuare delle misure di screening di attività alfa e beta totale. Se le concentrazioni di attività alfa e beta totale sono inferiori a dei livelli stabiliti in ambito internazionale (0,5 Bq/kg per l'attività alfa totale e 1 Bq/kg per l'attività beta totale; Guidelines for drinking water quality, 3rd edition, Vol. 1, Recommendations, Geneva, OMS, 2004) allora, sulla base di semplici considerazioni dosimetriche, si può considerare rispettato il limite della dose totale indicativa (0,1 mSv/anno) stabilito dalla norma nazionale. Se, viceversa, le concentrazioni sono superiori o prossime a questi livelli, vengono effettuate analisi più approfondite per conoscere la precisa composizione radioisotopica. Infatti solo con la corretta identificazione e quantificazione dei radionuclidi presenti nel campione è possibile calcolare correttamente la dose alla popolazione.

Nell'ambito di queste indagini, partite nel 2005, sono già stati analizzati più di 450 campioni provenienti da numerosi acquedotti del territorio piemontese. La sintesi dei risultati di queste analisi è riportata nelle **Figure 1.32** e **1.33**. Come si vede i livelli misurati sono ovunque piuttosto bassi e non è stato finora possibile individuare alcuna area a rischio.

A partire da questi dati è anche stato effettuato il calcolo della dose che deriva alla popolazione dall'ingestione di acqua di rete^[6]. È importante osservare che questa dose, essendo dovuta ai radionuclidi di origine naturale disciolti nell'acqua stessa, non rientra nel computo della dose da radioattività artificiale e quindi per essa non vale il limite di dose di 1 mSv/anno.

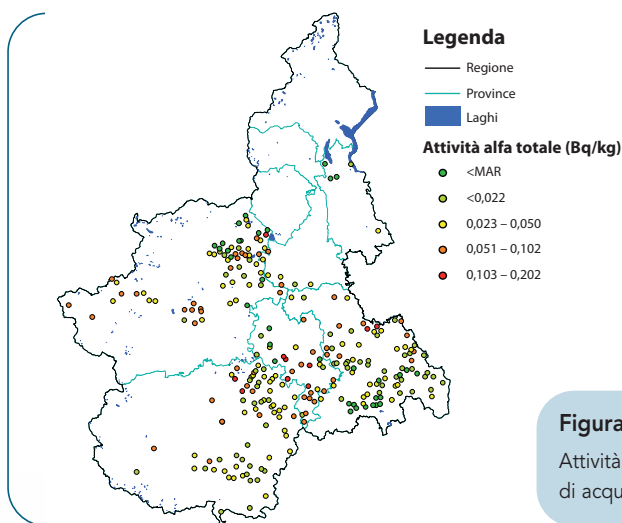


Figura 1.32

Attività alfa totale: provenienza dei campioni di acqua potabile analizzati e risultati ottenuti.

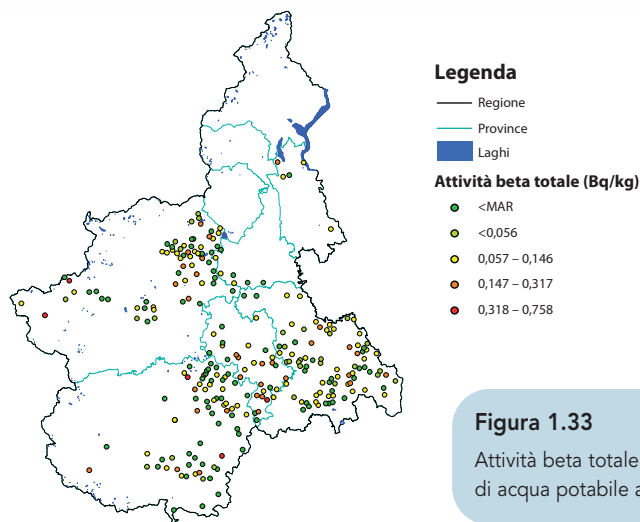


Figura 1.33

Attività beta totale: provenienza dei campioni di acqua potabile analizzati e risultati ottenuti.

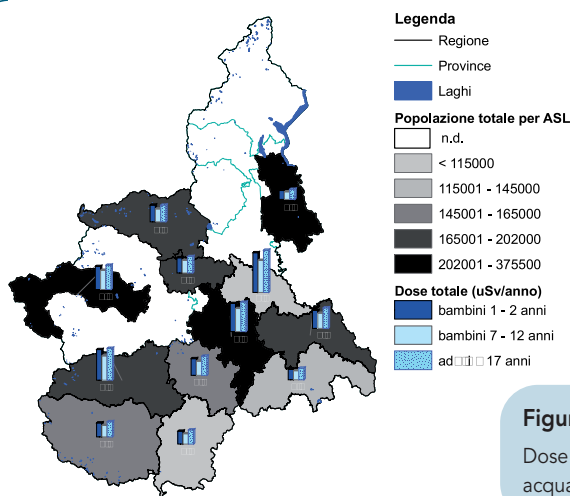


Figura 1.34

Dose alla popolazione adulta da ingestione di acqua di rete.

La **Figura 1.34** riporta la dose efficace per la popolazione adulta, calcolata sui dati raccolti finora (mancano ancora le province di Biella, Vercelli, del Verbano-Cusio-Ossola e parte della provincia di Torino). Il calcolo della dose è stato effettuato supponendo che tutta l'attività alfa totale sia dovuta all'uranio, scorporando il contributo dell'U-238 e dell'U-234 e assumendo pari a 1,7 il rapporto dell'attività di questi due isotopi. Nell'effettuare questo calcolo della dose è stato precauzionalmente mantenuto un approccio conservativo: sono state infatti considerate solo le concentrazioni di attività superiori alla sensibilità strumentale (delle quali è stato calcolato il valor medio), trascurando tutte le concentrazioni minori della sensibilità strumentale. La dose efficace da ingestione è risultata così compresa tra 0,9 e 2,5 $\mu\text{Sv}/\text{anno}$, valori molto inferiori a quello imposto dalla normativa ($100 \mu\text{Sv}/\text{anno} = 0,1 \text{ mSv}/\text{anno}$).

1.3 Studi Radioecologici

1.3.1 L'andamento della radioattività artificiale nel corso degli anni

In questo paragrafo vengono presentati e brevemente discussi alcuni dati relativi all'andamento temporale della radioattività ambientale di origine artificiale in alcune matrici ambientali e alimentari. Lo studio di questi dati è interessante anzitutto perché consente di avere un'idea del tempo necessario ad un ecosistema complesso di eliminare le tracce di un evento incidentale (Chernobyl) che ha determinato una vasta contaminazione, in secondo luogo perché consente di investigare i rapporti esistenti tra i vari comparti ambientali.

Analizzando i dati degli ultimi vent'anni si è osservata una sensibile diminuzione della radioattività artificiale depositatasi sul territorio piemontese in seguito all'incidente di Chernobyl (1986). Tale diminuzione è dovuta sia al decadimento fisico degli elementi radioattivi, sia alla diluizione nell'ambiente e alla penetrazione in profondità nel suolo. È noto che per il Cs-137 il tempo di dimezzamento fisico è di 30 anni. Tuttavia il Cs-137 effettivamente misurato nei campioni ambientali e alimentari risulta solitamente molto minore rispetto a quello che ci si aspetterebbe considerando il solo decadimento fisico: accanto al decadimento radioattivo sono infatti all'opera anche processi di rimozione e diluizione ambientali.

Per questo motivo, ragionando in analogia con il caso della contaminazione interna da radionuclidi in un organismo, si può definire anche in campo ambientale un "tempo di dimezzamento effettivo", che tiene conto sia del tempo di dimezzamento fisico che di un "tempo di dimezzamento ambientale", cioè di quel parametro che descrive i meccanismi di ricambio e rimozione che interessano anche gli elementi stabili. Per alcune matrici di cui si avevano a disposizione parecchi dati nel corso degli anni è stato quindi calcolato il tempo di dimezzamento effettivo e, tramite esso, quello ambientale.

La relazione che lega questi parametri è la seguente:

$$t^{1/2}_{eff} = \frac{t^{1/2}_{fis} \cdot t^{1/2}_{amb}}{t^{1/2}_{fis} + t^{1/2}_{amb}}$$

Di seguito riportiamo i grafici che mostrano l'andamento della concentrazione di Cs-137 nel corso degli anni e una tabella con i tempi di dimezzamento calcolati tramite regressione esponenziale dei dati sperimentali. Si osserva che l'andamento è marcatamente decrescente per tutte le matrici, indipendentemente dalla concentrazione iniziale. I tempi di dimezzamento ambientale risultano abbastanza omogenei per le varie matrici: il tempo minimo si ha per il sedimento lacustre (3,15 anni) e quello massimo per il latte di cascina (8,48 anni). Si può notare come i tempi di dimezzamento delle matrici del lago di Viverone siano molto simili tra loro, ad indicare una mobilità dell'elemento Cesio simile in diverse matrici all'interno dello stesso ecosistema^[7].

Concentrazione di Cs-137 nel fallout - Andamento nel corso degli anni

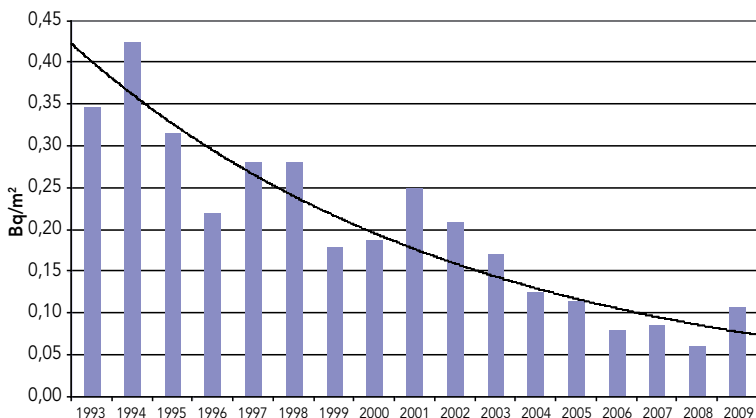


Figura 1.35

Andamento della concentrazione di Cs-137 nella deposizione al suolo a Ivrea nel corso degli anni.

Concentrazione di Cs-137 nel DMOS prelevato sul fiume Po - Andamento nel corso degli anni

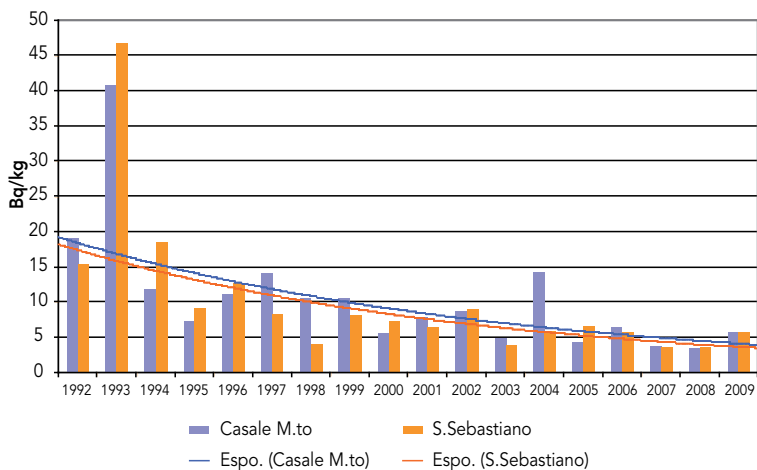


Figura 1.36

Andamento della concentrazione di Cs-137 nel DMOS prelevato sul fiume Po nel corso degli anni.

Concentrazione di Cs-137 nel Lago di Viverone (BI) - Andamento nel corso degli anni

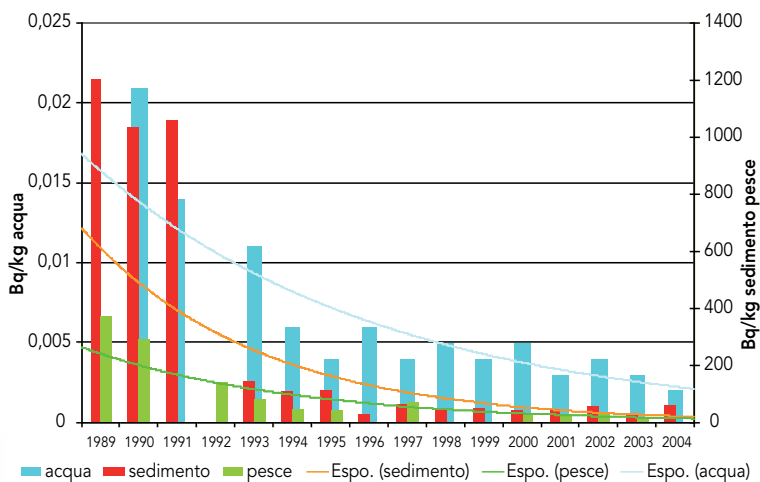


Figura 1.37

Andamento della concentrazione di Cs-137 nel lago di Viverone nel corso degli anni (dati fino al 2004).

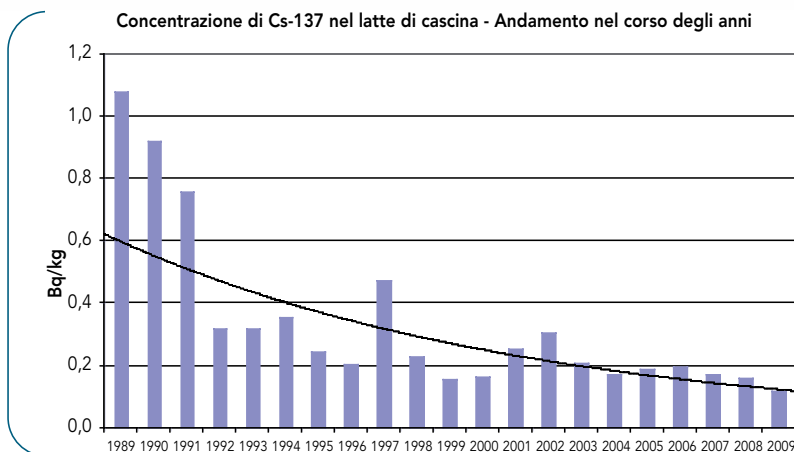


Figura 1.38

Andamento della concentrazione di Cs-137 nel latte vaccino di cascina nel corso degli anni.

Tabella 1.3: Tempi di dimezzamento calcolati con i dati a disposizione per varie matrici.

Matrice	tempo dimezz. fisico (anni)	tempo dimezz. effettivo (anni)	tempo dimezz. ambientale (anni)	correlazione (R ²)
Fallout	30	6,72	8,66	0,92
DMOS Casale	30	7,54	10,07	0,73
DMOS S. Sebastiano	30	6,70	8,62	0,76
Acqua Viverone	30	4,44	5,21	0,91
Sedimento Viverone	30	3,14	3,50	0,83
Pesce Viverone	30	3,78	4,33	0,92
Latte di cascina	30	8,48	11,82	0,78

1.3.2 Realtà piemontesi con elevata contaminazione di Cesio-137

L'analisi delle matrici ambientali e alimentari provenienti da tutto il territorio piemontese ha evidenziato la presenza di zone ancora particolarmente contaminate da Cs-137 in seguito all'incidente di Chernobyl. Sono di solito zone montane, dove la ricaduta nei giorni dell'incidente è stata abbondante in virtù delle forti piogge di quei giorni. La cartina di **Figura 1.15** ricavata dalla studio del 1998 e riportata nel **Paragrafo 1.1.5** Suolo ed erba, con la dovuta correzione per l'avvenuto decadimento dell'attività del Cs-137 con il passare degli anni, è ancora oggi sostanzialmente valida; tramite essa si può osservare che le zone in colore rosso (cioè più contaminate) sono essenzialmente le zone montane delle valli di Lanzo, di Ceresole, dell'Alto Canavese e del Verbano. Ulteriori anali-

si e approfondimenti hanno però consentito di stabilire che anche la zona del biellese, soprattutto l'area montana, deve essere annoverata tra le aree a maggior ricaduta radioattiva del Piemonte^[8].

Tali studi sono stati portati avanti con il decisivo contributo del Servizio Veterinario dell'ASL di Biella, senza il quale sarebbe stato impossibile il campionamento di quelle particolari matrici che sono le più significative per ottenere una descrizione completa della situazione ambientale. La precedenza è andata ai campioni, sia ambientali che alimentari, provenienti da territori montani, dal momento che ci si poteva attendere a priori una maggior presenza di radio cesio in quelle aree, notoriamente interessate da elevata piovosità all'epoca dell'incidente di Chernobyl. Complessivamente nel quadriennio 2006 – 2009 sono stati prelevati 186 campioni.

Nel diagramma a torta seguente riportiamo, a titolo di esempio, la tipologia dei campioni prelevati nel territorio biellese.

In alcuni di questi campioni sono state misurate concentrazioni di Cs-137 notevoli. È il caso già citato di un campione di latte caprino, per il quale è stata misurata una concentrazione di 91 Bq/kg. Anche il latte vaccino di alpeggio presenta concentrazioni elevate, fino alla decina di Bq/kg, anche se inferiori, mentre il foraggio e la selvaggina raggiungono concentrazioni dell'ordine di qualche centinaio di Bq/kg. In alcuni campioni di funghi del tipo *Xerocomus Badius* la concentrazione ha superato i 1000 Bq/kg. In alcuni casi i livelli misurati sono stati tali da dover dichiarare il campione non più commestibile, in quanto eccedeva il limite imposto dei Regolamenti UE (1250 Bq/kg ai sensi del Reg. EURATOM n° 3954/87 del 22-12-1987).

Campioni provenienti dal biellese - Anni 2006-2007-2008-2009 (totale misure 186)

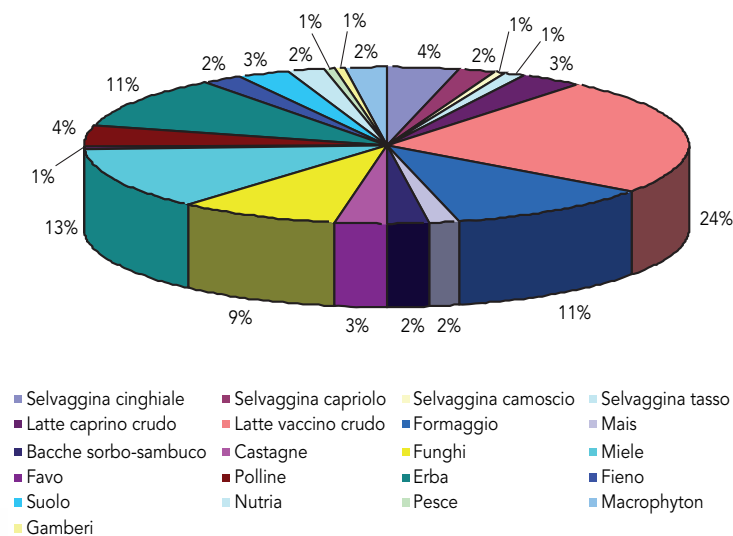


Figura 1.39

Distribuzione percentuale della tipologia dei campioni provenienti dal territorio biellese.

Nelle **Figure 1.40** e **1.41** sono riportate le concentrazioni di alcune matrici analizzate nell'area biellese, paragonate, ove possibile, con quelle di altre zone del Piemonte: i livelli "biellesi" risultano decisamente superiori per il latte e i funghi, mentre per quanto riguarda il miele la situazione è più omogenea.

Questi risultati, molto interessanti e per certi versi sorprendenti dal punto di vista radioecologico, non sono tuttavia tali da costituire un significativo rischio radiologico per la popolazione, come sarà mostrato nel capitolo relativo al calcolo della dose efficace (**veda-si Capitolo 4** Valutazioni dosimetriche).

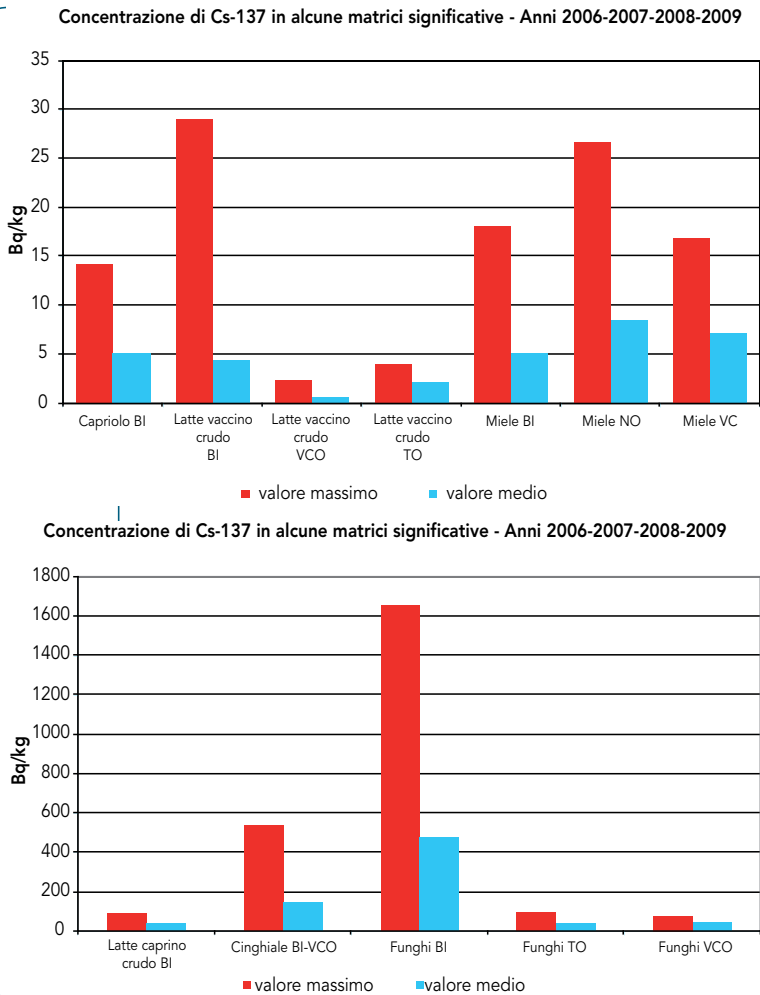


Figure 1.40 e 1.41

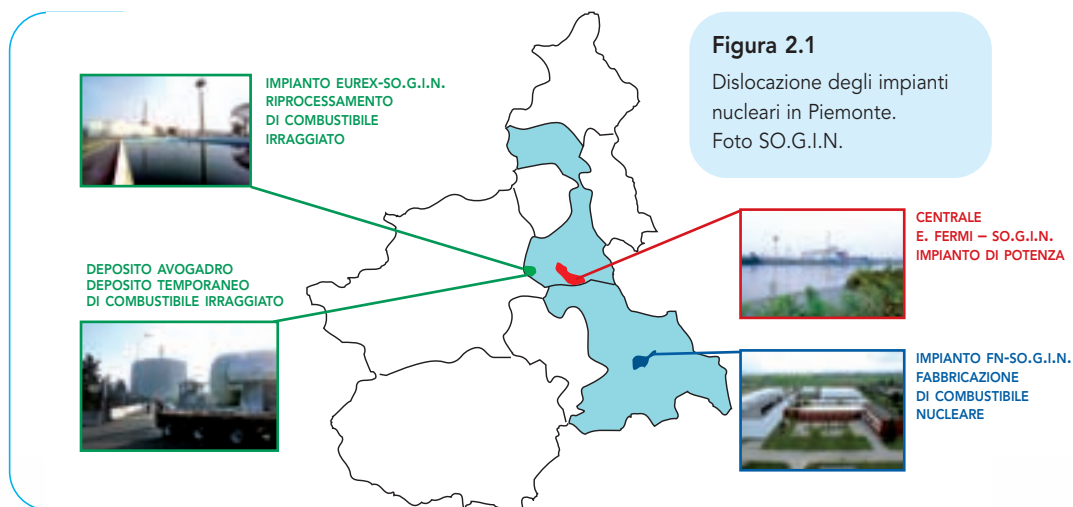
Concentrazioni di Cs-137 in alcune matrici analizzate nell'ambito dell'indagine sulla contaminazione nel territorio biellese. Il valore estremamente elevato per i funghi del biellese è dovuto ad alcuni campioni che superano la concentrazione di 1000 Bq/kg.

2 Reti locali di monitoraggio dei siti nucleari

Il **monitoraggio radiologico ambientale** è un'attività fondamentale per valutare l'eventuale **impatto radiologico** degli impianti nucleari sull'ambiente e la popolazione e, unitamente alle attività di controllo svolte in collaborazione con l'autorità nazionale di controllo (ISPRA), costituisce un'importante **strumento di conoscenza** dello stato ambientale per i tre siti nucleari piemontesi. In questo capitolo vengono brevemente riassunte le attività svolte da Arpa Piemonte in questi ambiti.

2.1 Gli impianti nucleari piemontesi

La Regione Piemonte ospita sul proprio territorio tre siti nucleari presso i quali hanno sede quattro impianti rappresentativi di tutto il ciclo del combustibile nucleare: impianto ex FN-SO.G.I.N. di Bosco Marengo, impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia, Deposito Avogadro di Saluggia e Centrale Nucleare "E. Fermi"-SO.G.I.N. di Trino (Figura 2.1). È opportuno ricordare, anche in considerazione delle evidenze fornite nell'ultimo periodo dalle indagini radiologiche ambientali, che presso il sito di Saluggia ha sede il Complesso industriale Sorin.



Pur avendo cessato la produzione, presso gli impianti sono in atto alcune attività legate alla loro gestione in sicurezza ed alle prime operazioni di *decommissioning* o propeudetiche ad esso. Queste attività producono un impatto ambientale di tipo radiologico che, seppure non comparabile con quello relativo alla fase di esercizio, non può essere trascurato^[9]. Principalmente l'impatto è correlabile a:

- scarico autorizzato di *effluenti* radioattivi liquidi;
- scarico autorizzato di *effluenti* radioattivi aeriformi;
- possibili eventi anomali o incidentali.

Tra i fattori di rischio sopra riportati gli scarichi autorizzati sono i più controllabili poiché avvengono nel rispetto di una determinata *formula di scarico* assegnata ad ogni impianto dall'autorità di controllo nazionale (ISPRA).

Tutti gli impianti ospitano depositi temporanei di stoccaggio di rifiuti radioattivi solidi e, nel caso dell'impianto EUREX di Saluggia, anche di rifiuti liquidi derivanti dall'esercizio pregresso. In particolare in Piemonte è stoccato il 69% dei rifiuti radioattivi presenti sul territorio nazionale come mostrato in **Figura 2.2**.

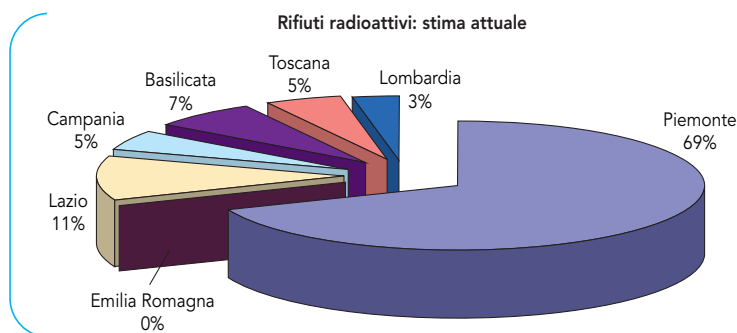


Figura 2.2

Rifiuti radioattivi stoccati sul territorio nazionale (fonte ISPRA).

Inoltre nelle piscine di stoccaggio della centrale "E. Fermi" di Trino e del Deposito Avogadro di Saluggia è ancora presente del combustibile nucleare irraggiato (presso l'EUREX-SO.G.I.N tutto il combustibile presente è stato trasferito al Deposito Avogadro nel periodo maggio-luglio 2007). Complessivamente in Piemonte fino all'anno 2008, prima dell'inizio del trasferimento del combustibile irraggiato dalla piscina della Centrale di Caorso (entro l'anno 2010 tutto il combustibile sarà trasferito all'impianto di La Hague per il riprocessamento), era presente il 19% del quantitativo stoccato sul territorio nazionale.

Dall'impianto di Bosco Marengo è invece stato trasferito all'estero, nell'anno 2006, tutto il combustibile fresco ancora presente sul sito.

2.2 Modalità di monitoraggio e controllo

La sorveglianza presso i siti nucleari viene effettuata da Arpa Piemonte sia attraverso la gestione di reti di monitoraggio radiologico ambientale, ordinarie e straordinarie, che attraverso lo svolgimento di attività di controllo puntuale^{[9], [10]}.

2.2.1 Reti locali di monitoraggio

Il monitoraggio radiologico ambientale è uno strumento che consente di valutare lo stato della contaminazione radioattiva dell'ambiente e conseguentemente di stimare *l'equivalente di dose efficace ai gruppi critici della popolazione*. *L'equivalente di dose* è una grandezza proporzionale al rischio indotto dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti.

Si possono considerare due tipologie di monitoraggio: ordinario e straordinario.

IL MONITORAGGIO ORDINARIO

Viene effettuato con il fine di segnalare tempestivamente l'insorgere di situazioni anomale e di fenomeni di accumulo di particolari radionuclidi rilasciati nell'ambiente in modo autorizzato o alla variazione delle modalità di diffusione dei contaminanti correlabili a modificazioni ambientali (ad esempio: variazione dell'assetto fluviale, variazioni meteorologiche, sfruttamento del territorio). I rilasci conseguenti ad eventi anomali o incidentali invece non sono controllabili e necessitano di volta in volta di azioni mirate alla situazione.

Un monitoraggio, per essere uno strumento efficace, deve essere pianificato sulla base delle indicazioni che emergono da uno studio preliminare. Questo studio, partendo, per ogni sito, dalle informazioni sulle modalità e sulla quantità di effluenti radioattivi scaricati, con l'ausilio di opportuni modelli di diffusione, consente di individuare:

- le **vie critiche**, ossia quei percorsi definiti attraverso i quali la radioattività immessa nell'ambiente dagli impianti nucleari può giungere all'uomo
- i **gruppi critici** della popolazione, ossia quei gruppi che comprendono persone la cui esposizione è ragionevolmente omogenea e rappresentativa di quella degli individui della popolazione maggiormente esposti, in relazione alla presenza degli impianti nucleari.

Vengono così scelte le *matrici ambientali ed alimentari da campionare*, i *punti di prelievo* significativi e la *frequenza di campionamento*.

Sulla scorta di queste considerazioni, Arpa Piemonte ha perfezionato per ognuno dei tre siti l'adeguato piano di monitoraggio.

IL MONITORAGGIO STRAORDINARIO

Viene effettuato in occasione di particolari attività o dopo il verificarsi di una situazione anomala, incidentale o di calamità naturale che interessi un sito nucleare. In questo caso il monitoraggio viene pianificato in funzione dell'accaduto e non ha più una funzione strettamente preventiva ma è mirato alla verifica delle eventuali conseguenze indotte sull'ambiente dall'evento in questione. Nell'ambito delle reti di monitoraggio tutti i prelievi sono effettuati secondo precise modalità di campionamento in modo da garantire la significatività e la riproducibilità dei dati misurati.

I metodi analitici e la strumentazione di misura utilizzati sono stati scelti in modo da garantire che la sensibilità delle misure sia tale da garantire delle MAR (Minima Attività Rilevabile) sempre inferiori ai valori soglia per la non rilevanza radiologica e ai valori di screening (**si veda paragrafo 2.2.3** Normativa di riferimento). In **Tabella 2.1** sono riportati gli ordini di grandezza delle sensibilità di misura (MAR).

Tabella 2.1: Sensibilità di misura, espresse in termini delle MAR (ordini di grandezza).

Parametro	MAR
Cs-137 matrici solide	0,5 Bq/kg
Cs-137 acqua	0,005 Bq/l
Sr-90 acqua	0,005 Bq/l
H-3 acqua	4 Bq/l
α -tot acqua	0,1 Bq/l
β -tot acqua	0,2 Bq/l
α -tot aria	0,00008 Bq/m ³
β -tot aria	0,0002 Bq/m ³
U-234 acqua	0,0005 Bq/l
U-235 acqua	0,0005 Bq/l
U-238 acqua	0,0005 Bq/l

Nel seguito verranno riassunti e commentati i risultati di tutte le attività di monitoraggio e controllo effettuate da Arpa Piemonte nel periodo 2006-2009, mentre per il dettaglio dei risultati analitici si rimanda alle relazioni specifiche pubblicate sul sito istituzionale dell'Agencia www.arpa.piemonte.it nella sezione Radiazioni Ionizzanti^[10].

2.2.2 Attività di controllo

Le attività di controllo vengono svolte in collaborazione con ISPRA in attuazione del "Protocollo operativo tra Arpa Piemonte e Apat" siglato in data 16 giugno 2005. In quest'ambito vengono effettuati:

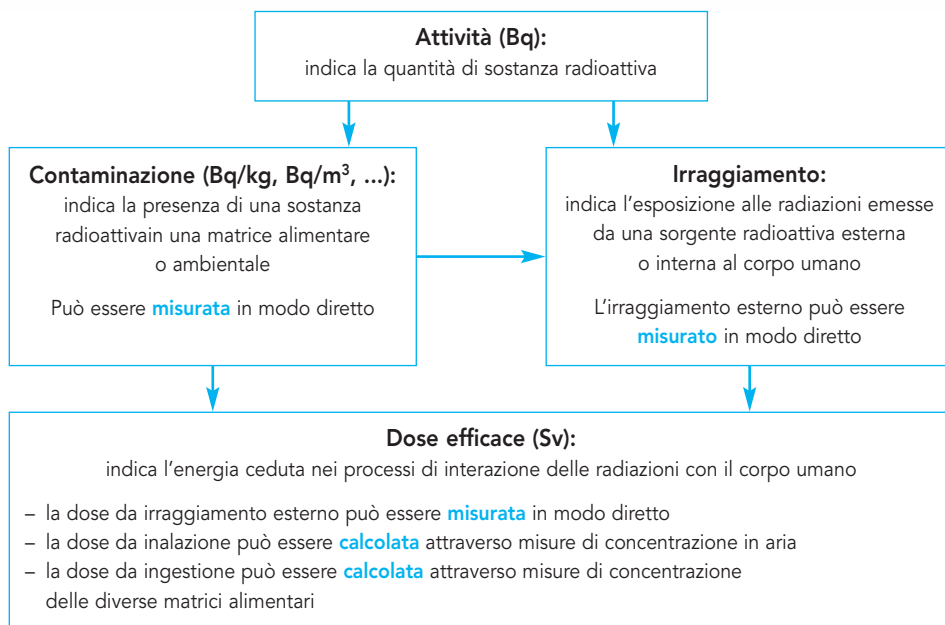
- la sorveglianza in occasione di attività particolari (quali il trasporto di combustibile irraggiato e non) o di eventi anomali (quali lo svuotamento della piscina EUREX, la perdita della condotta di scarico Sorin-Avogadro)
- il controllo degli scarichi di effluenti radioattivi liquidi di tutti gli impianti mediante il prelievo e l'analisi di un campione dai serbatoi di raccolta prima di ogni scarico e successivi campionamenti in ambiente.

2.2.3 Normativa di riferimento

Il corpo normativo di riferimento è costituito dal D. Lgs. 230/95 e ss.mm.ii. Esso pone dei valori limite sulla grandezza fisica *dose efficace E*, data dalla somma delle dosi efficaci ricevute per esposizione esterna e impegnate per inalazione o per ingestione a seguito dell'introduzione di radionuclidi verificatesi nel periodo di riferimento. Il limite di *dose efficace E* per gli individui della popolazione è stabilito in 1 mSv per anno solare. Inoltre è fissato in 10 μ Sv per anno solare il *limite per la non rilevanza radiologica*: al di sotto di tale soglia si può ritenere del tutto trascurabile l'impatto radiologico.

2.2.4 Strategie di controllo

I limiti fissati dalla normativa non sono direttamente confrontabili con i risultati analitici, che forniscono dei valori di contaminazione, dal momento che si tratta di grandez-



Schema generale per la stima della dose efficace a partire dalle misure di contaminazione delle varie matrici ambientali ed alimentari.

ze fisiche di natura diversa. Pertanto, al fine di disporre di uno strumento operativo immediato ed efficace, sono stati ricavati dei *livelli di riferimento* per le concentrazioni nelle varie matrici. Si tralascia in questa sede il dettaglio dei calcoli necessari per la determinazione dei valori di riferimento rimandando al documento *Strategie di monitoraggio e controllo dei siti nucleari* disponibile sul sito istituzionale dell'Agenzia www.arpa.piemonte.it alla sezione Radiazioni Ionizzanti ^{[11], [12]}.

Inoltre si è tenuto conto dei *valori di screening* fissati per alcune grandezze a livello internazionale e/o comunitario (attività alfa e beta totale nelle acque potabili e nel particolato atmosferico). I *valori di screening* costituiscono dei valori di attenzione che suggeriscono di intraprendere azioni finalizzate ad un approfondimento della situazione.

2.3 Il sito nucleare di Bosco Marengo (AL)

La ex FN S.p.A. è attiva nel settore del ciclo del combustibile nucleare dal 1972 in qualità di unico fabbricante nazionale di combustibile nucleare per le centrali elettro-nucleari dell'ENEL. La produzione di combustibile è cessata nel 1990 e la società, ridenominata "FN Nuove Tecnologie e Servizi Avanzati S.p.A." ha provveduto da tale data al mantenimento in sicurezza dell'impianto nucleare.

Le attività di smantellamento sono state trasferite alla SO.G.I.N. con l'Ordinanza commissariale n. 6 del 25 giugno 2003 ed in data 27 novembre 2008 il Ministero dello Sviluppo Economico, con proprio Decreto, ha rilasciato l'autorizzazione alla disattivazione.

Nel corso degli anni 2006-2007-2008 sono state svolte alcune operazioni propedeutiche al decommissioning ed in particolare:

- trasferimento di tutto il combustibile fresco ancora presente sull'impianto verso la Germania;
- prove "a freddo" ed "a caldo" per l'avvio della *pallinatrice*, dispositivo preposto alla rimozione della contaminazione superficiale dai componenti dell'impianto.

Nel corso del 2009 si è invece dato l'avvio alla prima fase di disattivazione dell'impianto e sono state effettuate attività di decontaminazione delle parti nucleari.

Impianto FN-SO.G.I.N. di Bosco Marengo (AL)

Tipologia	Impianto di fabbricazione di combustibile nucleare.
Periodo di funzionamento	Dal 1972 al 1990.
Attività svolte	Sono state prodotte 524 t di combustibile per i reattori di Garigliano, Caorso, Montalto, Leibstadt (CH) e Creys-Malville (F).
Stato attuale dell'impianto	In decommissioning.
Decommissioning	In data 27 novembre 2008 il Ministero dello Sviluppo Economico, con proprio Decreto, ha rilasciato l'autorizzazione alla disattivazione.



2.3.1. La rete locale di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Bosco Marengo

Con apposito studio radioecologico Arpa ha predisposto la rete di monitoraggio, individuando le matrici ambientali e alimentari considerate come indicatori locali, la frequenza minima di campionamento, le determinazioni analitiche da effettuare ed i valori di riferimento da adottare.

Nel corso degli anni la rete di monitoraggio è stata modificata ed adeguata, come emerge dal grafico di [Figura 2.3](#) (sono inclusi nel grafico i campioni relativi ai monitoraggi straordinari ed alle attività di controllo).

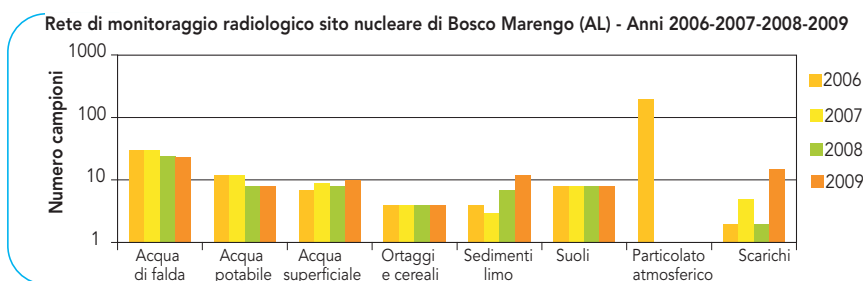


Figura 2.3

Evoluzione della rete di monitoraggio del sito nucleare di Bosco Marengo periodo 2006-2009.

In particolare, in relazione all'avvio delle operazioni di decommissioning previste per l'anno 2009, alla fine dell'anno 2008 è stata rivalutata la adeguatezza della rete di monitoraggio in essere. Dall'analisi è emersa la sola necessità di integrare la rete con una postazione per il campionamento in continuo del particolato atmosferico.

Di seguito è riportata la cartina (Figura 2.4) con la dislocazione attuale dei punti di prelievo dei campioni della rete di monitoraggio.



Figura 2.4

Distribuzione dei punti di prelievo della rete di monitoraggio per il sito nucleare di Bosco Marengo.

2.3.2 Risultati delle misure

L'*Uranio naturale*, distribuito nell'ambiente in maniera ubiquitaria, è costituito da una miscela dei tre isotopi U-234, U-235 e U-238 che contribuiscono, rispettivamente, allo 0,0053%, 0,711% e 99,284% della massa di U totale. Il rapporto tra la massa dell'U-235 e la massa dell'U totale è detto arricchimento che per l'uranio naturale è quindi pari a 0,711%.

L'*Uranio arricchito* si produce attraverso un processo chimico fisico, tipico della fabbricazione del combustibile nucleare che porta ad avere un rapporto isotopico diverso da quello naturale; per usi civili l'arricchimento massimo consentito è pari al 5%.

L'uranio con percentuale in massa di U-235 inferiore a 0,711% prende invece il nome di *Uranio impoverito*.

Nel corso degli anni, nelle matrici alimentari ed ambientali campionate nell'ambito della rete di monitoraggio, non sono state evidenziate alterazioni nei rapporti isotopici rispetto all'Uranio naturale: pertanto la contaminazione riscontrata è attribuibile alla radioattività naturale e non direttamente riconducibile alle attività dell'impianto. Solo nei sedimenti del Rio Lovassina campionati nel punto di immissione della condotta di scarico degli effluenti radioattivi liquidi è stata rilevata una contaminazione da Uranio che, per i valori di arricchimento, è riconducibile ai rilasci dell'impianto.

Nel grafico di **Figura 2.5** è riportata la distribuzione media delle analisi effettuate nel periodo 2006-2009, mentre di seguito vengono riassunti i risultati delle misure eseguite.

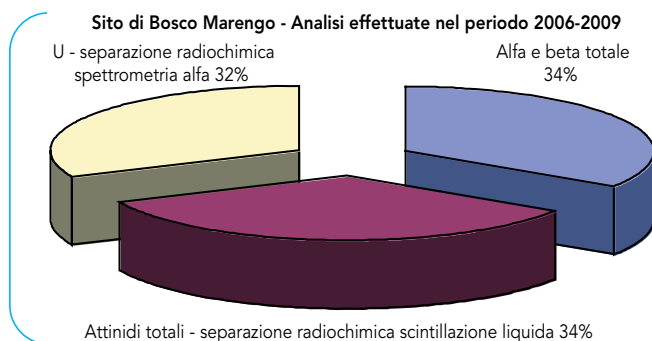


Figura 2.5

Distribuzione media delle analisi effettuate nel periodo 2006-2009 per il sito nucleare di Bosco Marengo.

ACQUA POTABILE DI RETE – ACQUA DI FALDA SUPERFICIALE

Nei campioni di acqua potabile distribuita dagli acquedotti di Bosco Marengo, Frugarolo, Quattro Cascine e Pozzolo Formigaro e nei campioni di acqua di falda superficiale prelevata in 6 punti (2 pozzi interni all'impianto e 4 cascine private) i valori di con-

Attività alfa totale nell'acqua potabile e di falda - Sito di Bosco Marengo - Anni 2006-2007-2008-2009

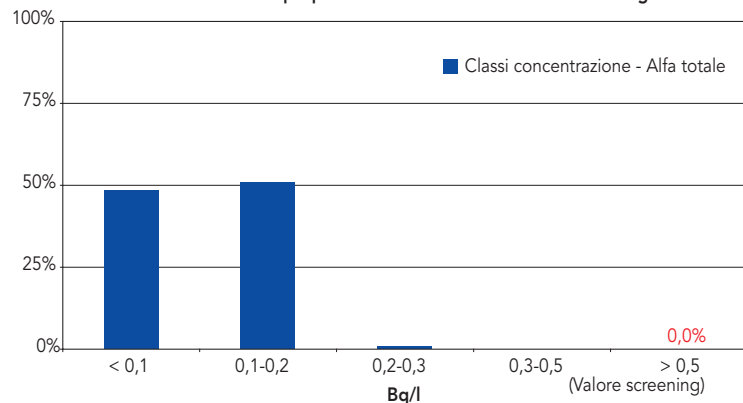
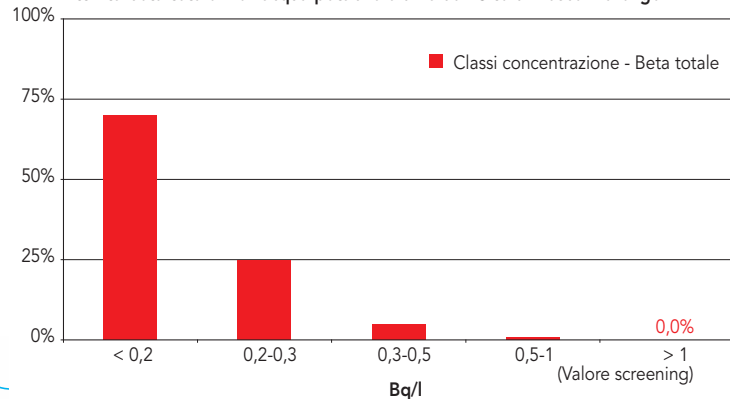


Figura 2.6

Distribuzione della concentrazione dell'attività alfa e beta totale nell'acqua potabile e di falda nel periodo 2006-2009 per il sito nucleare di Bosco Marengo.

Attività beta totale nell'acqua potabile e di falda - Sito di Bosco Marengo - Anni 2006-2007-2008-2009



centrazione misurati si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *valori di screening* fissati dall'O.M.S. e dei *livelli di riferimento* adottati, così come evidenziato in **Figura 2.6**. Non sono mai state evidenziate alterazioni nei rapporti isotopici rispetto all'Uranio naturale e pertanto la presenza di Uranio è attribuibile alla radioattività naturale e non direttamente riconducibile alle attività dell'impianto.

SUOLO IMPERTURBATO – STRATO SUPERFICIALE

Il suolo imperturbato viene prelevato in 4 punti all'esterno dell'impianto (strato superficiale 0-5 cm). In tutti i campioni è presente Uranio in concentrazioni del tutto confrontabili con quelle comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione e non sono state evidenziate alterazioni nei rapporti isotopici: pertanto tale contaminazione è attribuibile all'Uranio naturale e non direttamente riconducibile alle attività dell'impianto. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *livelli di riferimento* adottati.

In **Figura 2.7** è riportato l'andamento delle concentrazioni degli isotopi dell'Uranio nel punto BS01 relativamente al periodo 2006-2009. Tale andamento è rappresentativo dei valori riscontrati anche negli altri punti di campionamento.

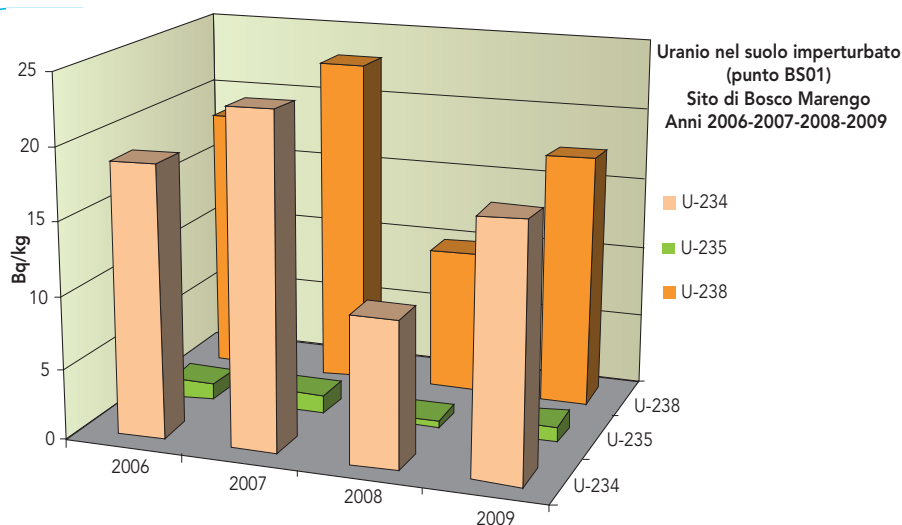


Figura 2.7

Andamento della concentrazione di Uranio nei campioni di suolo imperturbato (punto BS01).



SUOLO COLTIVATO

Nello strato superficiale (0-5 cm) dei suoli coltivati prelevati in 4 punti di campionamento intorno all'impianto si rilevano concentrazioni di Uranio del tutto confrontabili con quelle comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione e non sono state evidenziate alterazioni nei rapporti isotopici: pertanto tale contaminazione è attribuibile all'Uranio naturale e non direttamente riconducibile alle attività dell'impianto. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *livelli di riferimento* adottati.

ALIMENTI

Stagionalmente vengono prelevati prodotti di origine vegetale – grano, orzo e piselli – coltivati nei terreni di cui al punto precedente. Anche per questa matrice le concentrazioni di Uranio rilevate sono del tutto confrontabili con quelle comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e non sono direttamente riconducibili alle attività dell'impianto. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *livelli di riferimento* adottati. Nella zona di interesse non sono stati individuati allevamenti per la produzione di latte bovino.

ACQUA SUPERFICIALE E SEDIMENTI DEL RIO LOVASSINA

Nell'acqua superficiale del Rio Lovassina prelevata a monte della condotta di scarico degli effluenti radioattivi liquidi, in corrispondenza della condotta ed a valle della stessa (rispettivamente punti BF01, BF02 e BF03 di [Figura 2.8](#)), i risultati delle misure di screening effettuate si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *livelli di riferimento* adottati. Questo consente di escludere la presenza di Uranio in quantità anomale.

Negli stessi punti vengono prelevati anche campioni di sedimenti: nei campioni prelevati nei punti BF01 e BF03 le concentrazioni di Uranio rilevate sono attribuibili all'Uranio naturale e non direttamente riconducibile alle attività dell'impianto. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *livelli di riferimento* adottati. Nel punto BF02 tuttavia sono stati occasionalmente riscontrati valori di arricchimento di poco superiori all'Uranio naturale e pertanto riconducibili agli scarichi di effluenti radioattivi liquidi dell'impianto, come meglio dettagliato al [paragrafo 2.3.3](#) Attività di controllo.

2.3.3 Attività di controllo

SCARICO DI EFFLUENTI RADIOATTIVI LIQUIDI

L'impianto rilascia nel Rio Lovassina, attraverso una condotta di scarico, effluenti radioattivi liquidi nel rispetto della formula di scarico assegnata in sede autorizzativa. È opportuno sottolineare che il decreto di autorizzazione alla disattivazione assegna all'impianto una nuova formula di scarico, riduttiva rispetto a quella in vigore. Pertanto l'impegno della formula di scarico nell'anno 2009 non può essere direttamente confrontato con quello degli anni precedenti.

La formula di scarico per gli effluenti radioattivi aeriformi è invece stata assegnata solo nell'ambito dell'autorizzazione alla disattivazione dell'impianto.

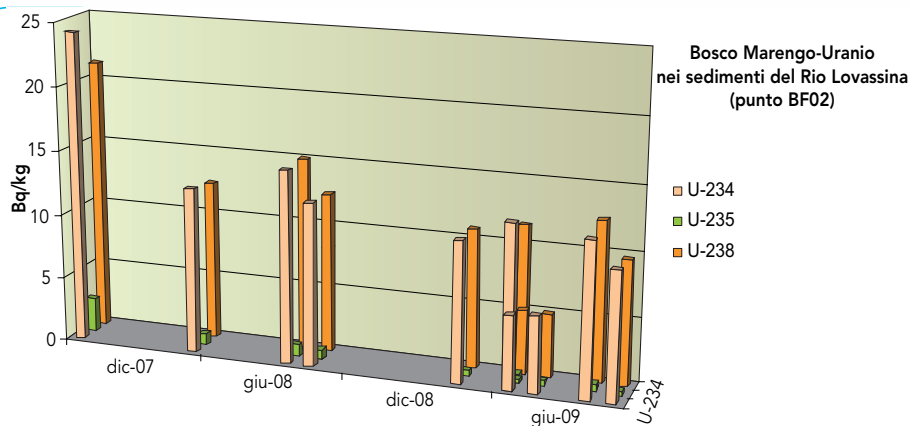


Figura 2.8

Andamento della concentrazione di Uranio nei campioni di sedimenti (punto BF02 immissione scarichi).



Arpa Piemonte, in accordo con ISPRA e con l'Esercente, effettua controlli sistematici sui campioni di effluenti liquidi – al fine di verificare il rispetto della formula di scarico – e indagini ambientali specifiche in occasione di ogni scarico.

In **Tabella 2.2** è riassunto l'impegno della formula di scarico per gli effluenti radioattivi liquidi valutato in funzione delle analisi eseguite sui campioni prelevati prima di ogni scarico.

L'arricchimento medio degli scarichi è pari a circa il 2%.

Tabella 2.2: Sito di Bosco Marengo: impegno della formula di scarico in acqua per effluenti radioattivi liquidi periodo 2006-2009 (dati Arpa).

anno	uranio totale scaricato (kg)	impegno formula di scarico
2006	0,287	1,45%
2007	0,289	1,44%
2008	0,118	0,60%
2009	0,397	6,67%*

*Corrispondente a 2% della vecchia formula

Dopo ogni scarico Arpa effettua il campionamento dei sedimenti del Rio Lovassina nel punto BF02 in corrispondenza del punto di immissione della condotta. Nell'anno 2009, in relazione all'avvio delle operazioni di decommissioning, è stato effettuato il maggior numero di scarichi rispetto al periodo considerato.

Nel grafico di **Figura 2.8** è riportato l'andamento della concentrazione di Uranio nei sedimenti. Come si può osservare le concentrazioni nei campioni prelevati nel corso del 2009, anno ritenuto particolarmente significativo per quanto sopra esposto, non si discostano da quelle relative ai periodi precedenti.

2.3.4 Il trasporto del combustibile nucleare non irraggiato

Nel periodo gennaio – novembre 2006 si sono svolte le operazioni di trasferimento verso la Germania di tutto l'Uranio naturale, impoverito ed arricchito ancora presente sul sito. I quantitativi trasportati e le relative modalità di trasporto sono riassunte in **Tabella 2.3**.

Tabella 2.3: Quantità di Uranio allontanata dal sito di Bosco Marengo (AL)

materiale	quantità (t)	attività (GBq)	modalità di trasporto
Uranio naturale	22,31	563,63	stradale
Uranio impoverito	15,85	237,53	stradale
Uranio arricchito	8,83	622,46	stradale

Durante le operazioni Arpa ha predisposto un *monitoraggio radiologico ambientale straordinario* ed ha effettuato *controlli come Ente Terzo*.

MONITORAGGIO RADIOLOGICO AMBIENTALE STRAORDINARIO

All'inizio delle operazioni di preparazione del materiale e di confezionamento dei contenitori di trasporto (imballaggi) sono stati posizionati, all'interno dell'impianto, una stazione fissa di campionamento del particolato atmosferico e due recipienti di raccolta del fall out (deposizione al suolo umida e secca).

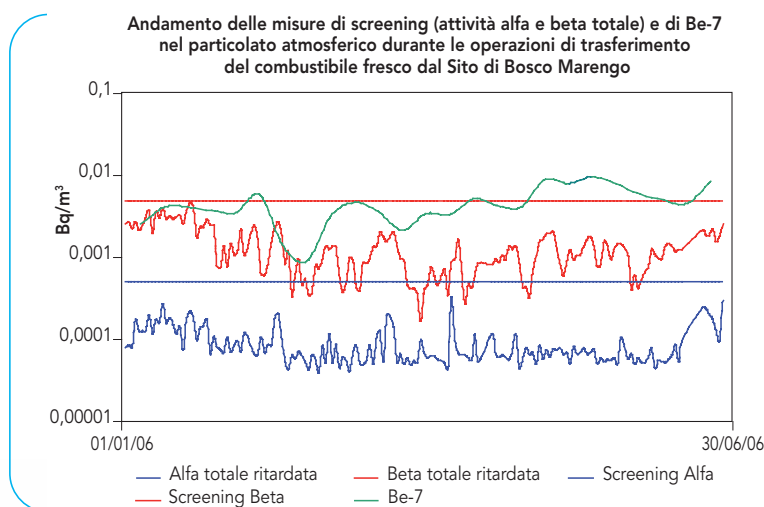


Figura 2.9

Andamento dell'attività alfa e beta totale nel particolato atmosferico durante le operazioni di trasporto del combustibile dal sito di Bosco Marengo.

Nel **particolato atmosferico** prelevato in continuo entro i confini dell'impianto i valori dell'attività alfa e beta totale si sono sempre mantenuti al di sotto dei valori di screening così come evidenziato dal grafico di **Figura 2.9**. I risultati sono perfettamente comparabili con quelli riscontrati in media nella regione e quindi la presenza è imputabile a radionuclidi di origine naturale.

Nel **fall out** le concentrazioni misurate degli isotopi dell'uranio non hanno evidenziato alterazioni dei rapporti isotopici: sono attribuibili all'uranio naturale e non direttamente riconducibili alle attività dell'impianto.

CONTROLLI DI ENTE TERZO

Arpa Piemonte è stata individuata come Ente Terzo, organismo super partes, con il compito di certificare il rispetto dei limiti fissati dalla IAEA per il trasporto di materie radioattive (**Tabella 2.4**).

È stato pertanto messo a punto un protocollo per l'esecuzione dei controlli di contaminazione trasferibile alfa e beta e di rateo di dose gamma sui contenitori di trasporto.

Tabella 2.4: Requisiti per il trasporto.

grandezza	limite sulla superficie dell'imballaggio	limite a 1 m dalla superficie dell'imballaggio	limite a 2 m dalla superficie verticale del veicolo di trasporto
Contaminazione trasferibile alfa	0,4 Bq/cm ²	–	–
Contaminazione trasferibile beta	4 Bq/cm ²	–	–
Rateo di dose	2 mSv/h	0,1 mSv/h	0,1 mSv/h

Le misure eseguite hanno consentito di verificare l'ampio rispetto di tali limiti. Nei grafici delle **Figure 2.10** e **2.11** sono riportati i valori massimi di contaminazione trasferibile e di rateo di dose gamma H*(10) riscontrati nel corso delle operazioni di trasporto.

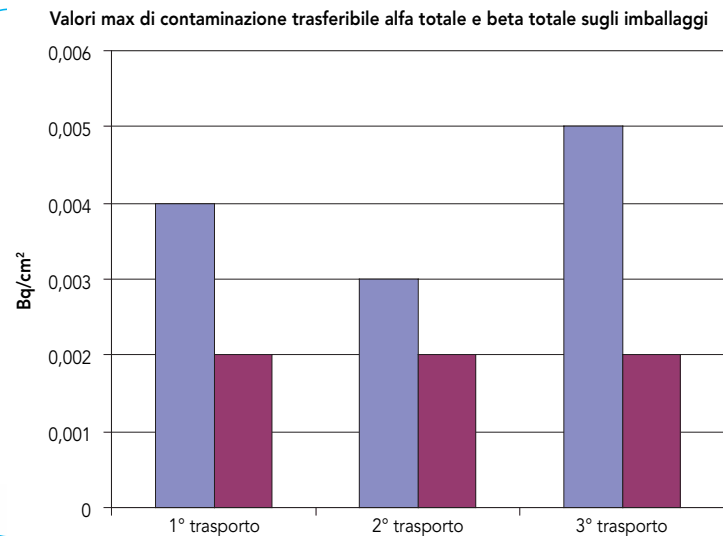
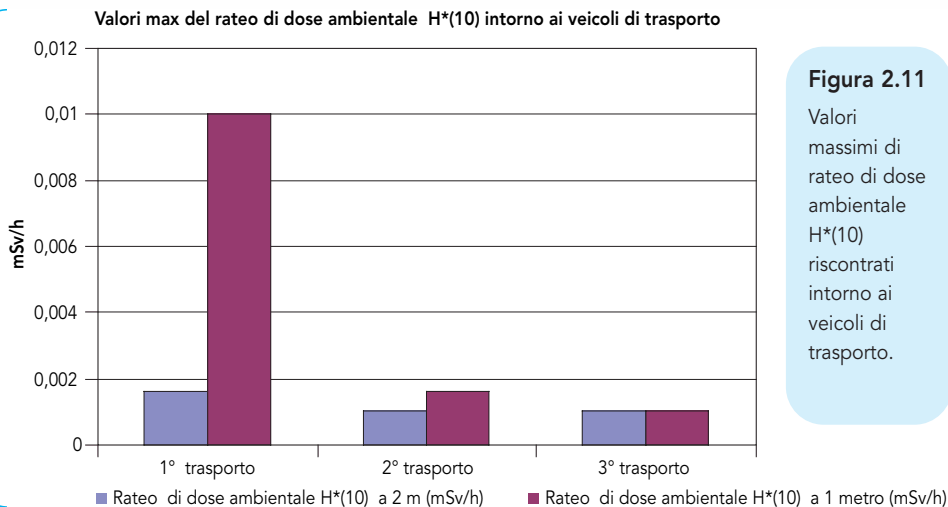


Figura 2.10

Valori massimi di contaminazione trasferibile alfa e beta e di rateo riscontrati sugli imballaggi.

- Contaminazione trasferibile alfa (Bq/cm²)
- Contaminazione trasferibile beta (Bq/cm²)

**Figura 2.11**

Valori massimi di rateo di dose ambientale $H^*(10)$ riscontrati intorno ai veicoli di trasporto.

2.4 Il sito nucleare di Saluggia (VC)

Il Compensorio nucleare di Saluggia può essere suddiviso in due aree separate: nella prima è insediato l'impianto EUREX- SO.G.I.N. all'interno del Centro ricerche dell'ENEA, mentre nella seconda sono insediati il Deposito Avogadro e il Complesso Sorin.

EUREX-SO.G.I.N.

EUREX è un impianto per il ritrattamento di elementi di combustibile nucleare irraggiato ad alto arricchimento in U-235 di tipo M.T.R. che ha operato nel periodo dal 1970 al 1991. Attualmente non è più in esercizio ma nel corso della sua attività ha prodotto un grosso quantitativo di rifiuti radioattivi sia solidi che liquidi attualmente stoccati all'interno dell'area.

Per effetto delle Ordinanze n. 8/2003 e n. 9/2003 del Commissario delegato per la sicurezza dei materiali nucleari la titolarità della Licenza d'esercizio è stata trasferita da ENEA a SO.G.I.N. (Società Gestione Impianti Nucleari S.p.A.). Nel mese di giugno 2004 (vedi paragrafo 2.4.3) si è evidenziata la perdita di contenimento della piscina di stoccaggio del combustibile irraggiato: pertanto nel periodo 2006-2009, oggetto di questo rapporto, le principali attività svolte dall'impianto sono state finalizzate alla risoluzione di questa problematica. Sono inoltre state effettuate attività volte a migliorare la sicurezza del sito. In particolare:

- nell'anno 2007 si sono svolte le operazioni di trasferimento del combustibile nucleare irraggiato presente nella piscina di stoccaggio dell'impianto EUREX dall'impianto stesso alla piscina del Deposito Avogadro;
- nell'anno 2008 sono state effettuate le attività di svuotamento e bonifica della piscina di stoccaggio del combustibile irraggiato e le attività di trasferimento dei rifiuti liquidi ad alta attività al Nuovo Parco Serbatoi;
- nell'anno 2009 sono state avviate le perforazioni orizzontali sotto il fondo dell'edificio piscina per le indagini ambientali del caso e sono stati completati i lavori ed i collaudi funzionali per il Nuovo Sistema di Approvvigionamento Idrico.

L'impianto EUREX-SO.G.I.N.

Tipologia	impianto di ritrattamento del combustibile nucleare irraggiato.
Periodo di funzionamento	Dal 1970 al 1991.
Stato attuale dell'impianto	fermo.
Decommissioning	non è ancora stata presentata l'istanza
Attività previste	costruzione nuovi depositi per lo stoccaggio temporaneo dei rifiuti radioattivi solidi
Prospettive	costruzione impianto CEMEX trattamento dei rifiuti liquidi (decreto VIA settembre 2008)



DEPOSITO AVOGADRO

Il Deposito Avogadro è un deposito per elementi di combustibile nucleare irraggiato che trova sede nella piscina, riadattata allo scopo, del reattore di ricerca AVOGADRO RS1 che ha cessato la sua attività nell'anno 1971. Nella piscina di stoccaggio dell'impianto sono attualmente contenuti 164 elementi di combustibile nucleare irraggiato, 101 provenienti dalla Centrale nucleare di Trino (57 dei quali trasferiti nel periodo maggio-luglio 2007 dall'impianto EUREX- SO.G.I.N.) e 63 dalla Centrale nucleare di Garigliano. Nel periodo 2010-2012 è previsto l'invio di tutto il combustibile presente all'impianto francese di La Hague per il riprocessamento (fonte SO.G.I.N.).

Il deposito AVOGADRO

Tipologia iniziale	reattore nucleare di ricerca (cioè non preposto alla produzione di energia elettrica).
Tipologia attuale	deposito di combustibile nucleare irraggiato.
Periodo di funzionamento come reattore di ricerca	dal 1960 al 1971.
Periodo di funzionamento come deposito di combustibile	dal 1984 ad oggi.
Stato attuale dell'impianto	in esercizio.
Decommissioning	non è ancora stata presentata l'istanza.
Prospettive	svuotamento della piscina del combustibile.



COMPLESSO SORIN

Nel Complesso Sorin, a partire dagli anni '60, è stata effettuata la produzione di radiofarmaci, preparati farmaceutici che contengono radioisotopi a breve tempo di dimezzamento destinati all'utilizzo in campo medico per diagnostica "in vivo" ed "in vitro". A partire da luglio 2004 le attività di produzione di radiofarmaci sono state ridotte in maniera significativa fino a cessare definitivamente nell'anno 2007.

Nell'insediamento è presente un'area destinata a **deposito di rifiuti radioattivi solidi** dove sono stoccati rifiuti radioattivi di I e II categoria provenienti sia dall'attività produttiva che da attività di raccolta pregressa. Nel 2008 è stata ultimata la costruzione del nuovo deposito temporaneo dove, entro il 2010, saranno trasferiti tutti i rifiuti radioattivi. Sono inoltre ubicate sul sito 2 **celle calde** destinate in passato alla manipolazione di sorgenti ad alta attività. In particolare in una delle celle è occorso, nell'anno 1986, un incidente durante la manipolazione di una sorgente di Co-60 ad alta attività che ha in seguito causato la dispersione di contaminazione nell'ambiente esterno.

Il complesso SORIN

Tipologia	produzione di radiofarmaci e deposito di rifiuti radioattivi.
Periodo di funzionamento	dagli anni '60.
Stato attuale	in attività.
Attività previste	trasferimento rifiuti radioattivi solidi al nuovo deposito, attività di gestione del deposito, decontaminazione cella Cobalto

2.4.1 La rete locale di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Saluggia (VC)

Con apposito studio radioecologico Arpa ha predisposto la rete di monitoraggio, individuando le matrici ambientali e alimentari considerate come indicatori locali, la frequenza minima di campionamento, le determinazioni analitiche da effettuare ed i valori di riferimento da adottare. Per il perfezionamento della rete si è naturalmente tenuto conto delle peculiarità di tutti gli impianti del Comprensorio.

Nel corso degli anni la rete di monitoraggio è stata modificata ed adeguata, come emerge dal grafico di **Figura 2.12** (sono inclusi nel grafico i campioni relativi ai monitoraggi straordinari ed alle attività di controllo).

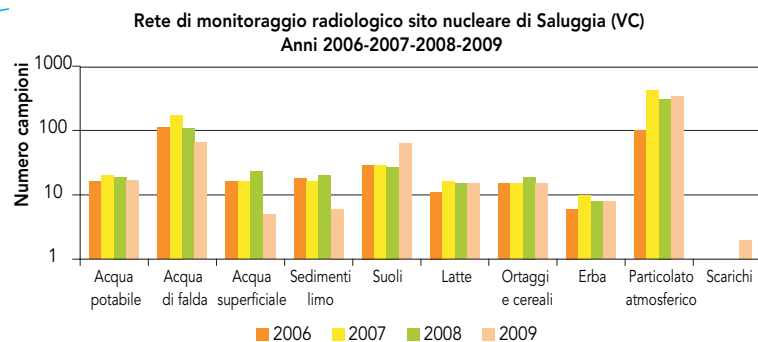


Figura 2.12

Evoluzione della rete di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Saluggia periodo 2006-2009.

Di seguito è riportata la cartina (**Figura 2.13**) con la dislocazione attuale dei punti di prelievo dei campioni della rete ordinaria di monitoraggio.



Figura 2.13

Distribuzione dei punti di prelievo del piano di monitoraggio per il sito nucleare di Saluggia.

2.4.2 Risultati delle misure

I dati relativi alle misure effettuate hanno evidenziato, nel tempo, la lieve contaminazione di alcune matrici ambientali, imputabile alle attività svolte dagli impianti del Compensorio nucleare. In particolare si è riscontrata:

- la presenza di Co-60 in alcuni campioni di suolo (già riscontrata negli anni precedenti ed imputabile all'incidente occorso in Sorin nell'anno 1986);
- la presenza di Sr-90, Co-60 e H-3 nell'acqua di falda superficiale.

Nel grafico di **Figura 2.14** è riportata la distribuzione media delle analisi effettuate nel periodo 2006-2009, mentre di seguito vengono riassunti i risultati delle misure eseguite.

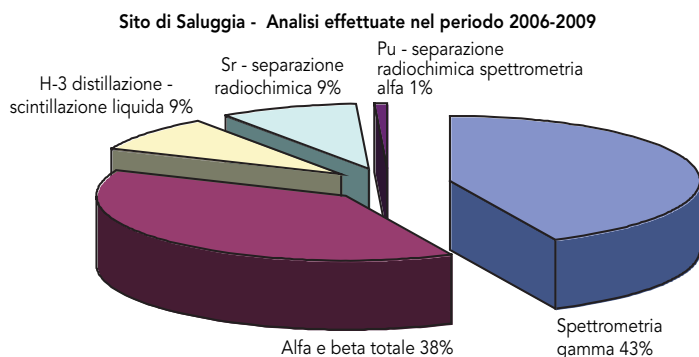


Figura 2.14

Distribuzione media delle analisi effettuate nel periodo 2006-2009 per il sito nucleare di Saluggia.

ACQUA POTABILE DI RETE - ACQUA DI FALDA SUPERFICIALE

Nei campioni di acqua potabile prelevati presso il campo pozzi della Cascina Giarrea dell'Acquedotto del Monferrato, e distribuita dagli acquedotti di Saluggia e di Crescentino non è mai stata rilevata la presenza di radionuclidi di origine artificiale. In particolare i risultati ottenuti si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *valori di screening* fissati dall'O.M.S. e dei *valori di riferimento* adottati, come evidenziato in **Figura 2.15**.

Per i risultati delle misure relative ai campioni di acqua di falda superficiale si rimanda al **paragrafo 2.4.3** Rete di monitoraggio straordinario della falda acquifera superficiale del sito nucleare di Saluggia (VC).

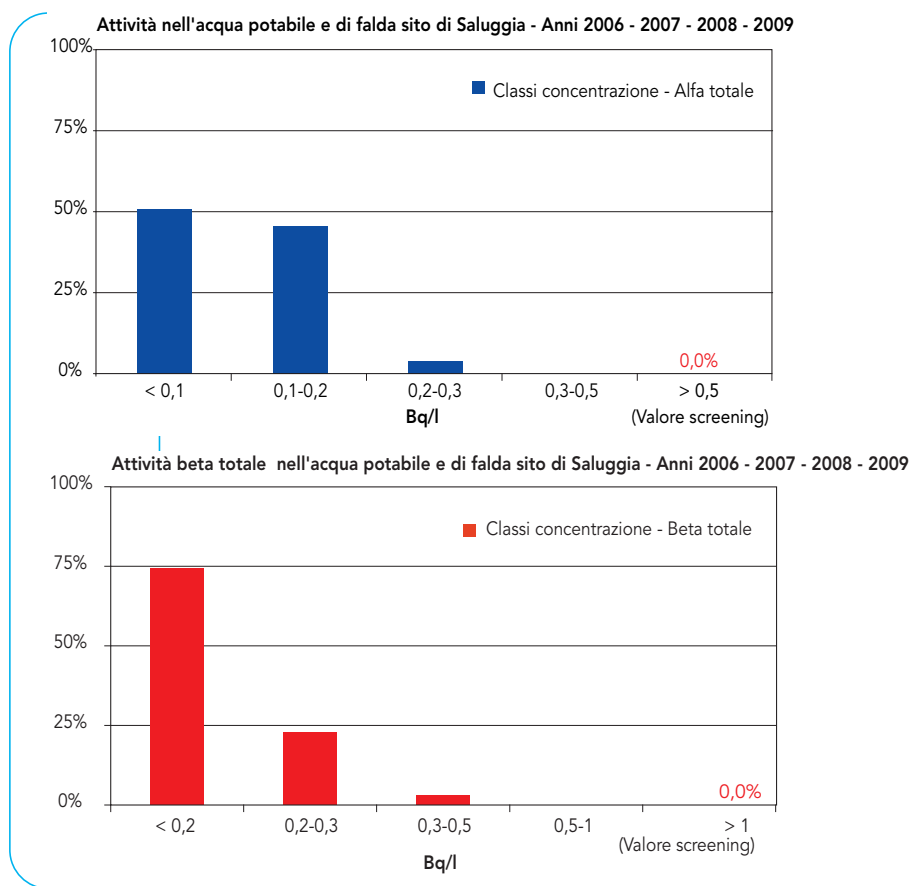


Figura 2.15

Distribuzione della concentrazione dell'attività alfa e beta totale nell'acqua potabile e di falda nel periodo 2006-2009 per il sito nucleare di Saluggia.

SUOLO IMPERTURBATO – STRATO SUPERFICIALE

Nello strato superficiale (0-5 cm) dei suoli prelevati all'esterno del Comprensorio nucleare è presente contaminazione da Cs-137 del tutto imputabile all'incidente di Chernobyl e confrontabile con le concentrazioni comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione. Inoltre, fin dal 1995, è stata riscontrata la presenza di contaminazione da Co-60 (in quantità pari a circa un centesimo del Cs-137) nel punto SS09, certamente imputabile al già citato evento accidentale occorso nel 1986 nello stabilimento Sorin – sino all'evento alluvionale del 1994 la contaminazione era rimasta confinata all'interno dello stabilimento. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *valori di riferimento* adottati.

In **Figura 2.16** è riportato l'andamento delle concentrazioni di Cs-137 nel suolo imperturbato relativamente al periodo 2006-2009.

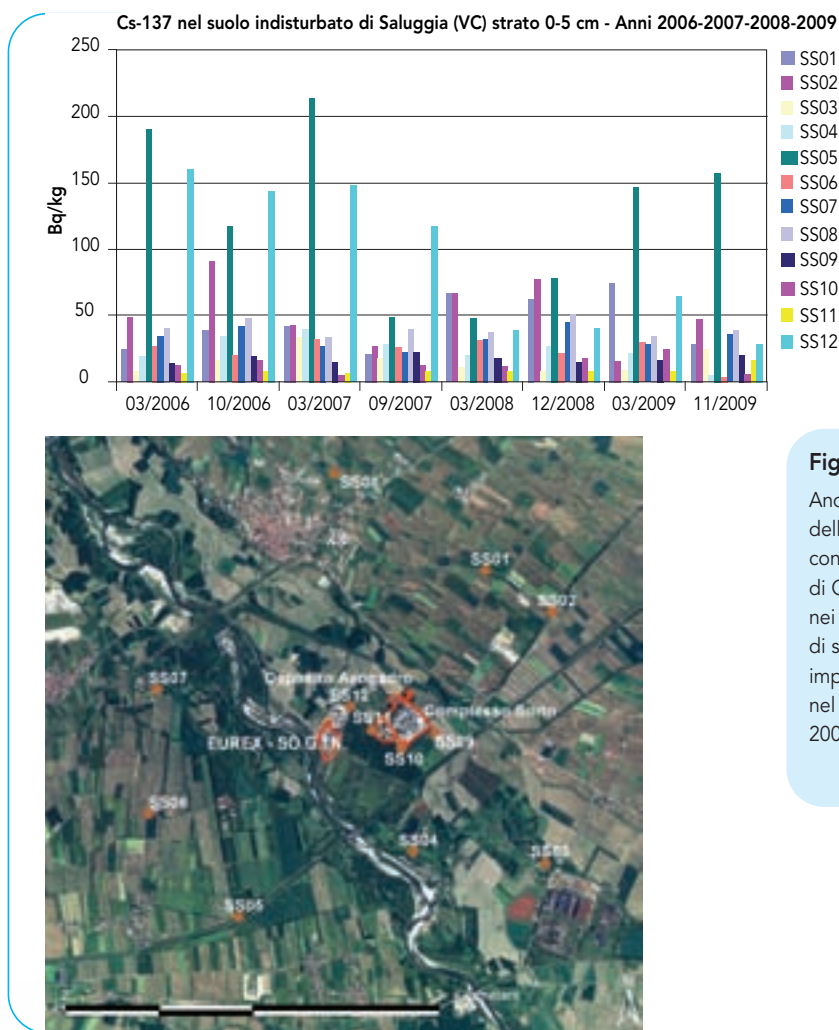


Figura 2.16

Andamento della concentrazione di Cs-137 nei campioni di suolo imperturbato nel periodo 2006-2009.

SUOLI COLTIVATI

Nello strato superficiale (0-5 cm) dei suoli coltivati prelevati presso le caschine SC01, SC02 e SC03 (Figura 2.17) è presente contaminazione da Cs-137 del tutto imputabile all'incidente di Chernobyl e confrontabile con le concentrazioni comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione. I valori osservati risultano pressoché costanti a causa del rimescolamento degli strati di suolo dovuto all'aratura. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei valori di riferimento adottati.

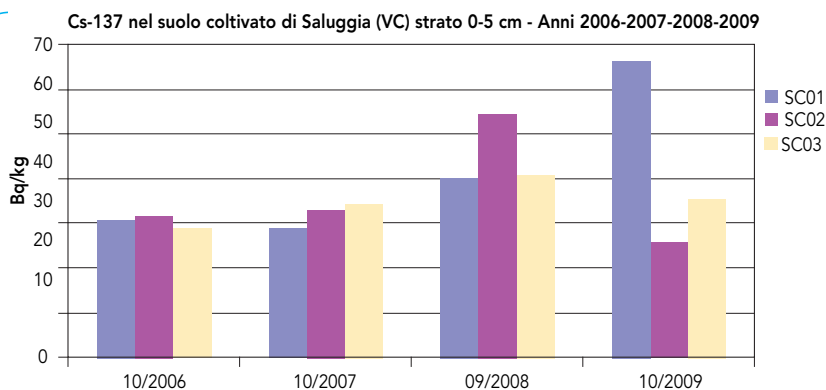


Figura 2.17

Andamento della concentrazione di Cs-137 nei campioni di suolo coltivato nel periodo 2006-2009.

ALIMENTI

Vengono stagionalmente o periodicamente prelevati presso le caschine SC01, SC02 e SC03 (Figura 2.17) vegetali coltivati sui suoli di cui al punto precedente e latte di produzione locale.

In **Figura 2.18** è riportata la distribuzione dei campioni per tipologia di alimenti prelevati nell'ambito della rete locale di monitoraggio nel periodo 2006-2009.

Nei *vegetali di produzione locale* (mais, fagioli, ortaggi) non è mai stata riscontrata la presenza di radionuclidi di origine artificiale.

Nel *latte bovino crudo di produzione locale* non è mai stata riscontrata contaminazione da radionuclidi artificiali imputabile alla presenza degli impianti. La presenza di Sr-90, in concentrazioni che si sono sempre mantenute nettamente al di sotto dei *valori di riferimento* adottati, è correlabile ai test nucleari in atmosfera degli anni '50 -'60 e, per una frazione trascurabile, all'incidente di Chernobyl.

In **Figura 2.19** è riportato l'andamento delle concentrazioni di Sr-90 nel latte bovino crudo di cascina relativamente al periodo 2006-2009.

**Distribuzione del numero di campioni per tipologia di alimenti - Sito di Saluggia (VC)
Anni 2006-2007-2008-2009**

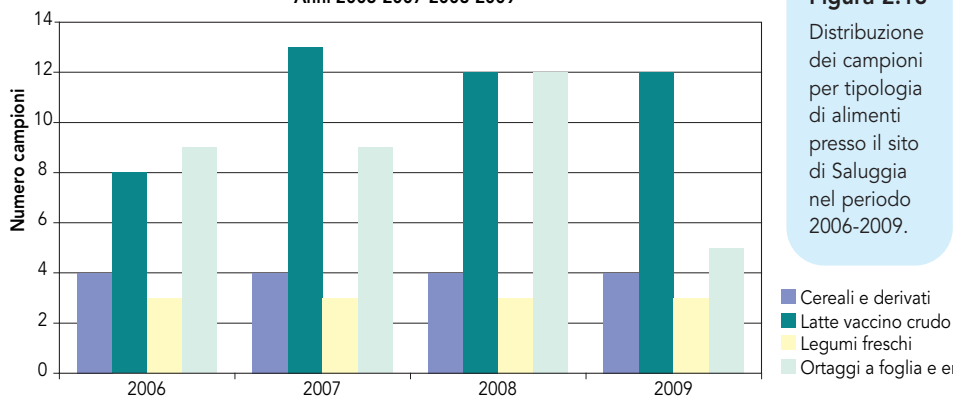


Figura 2.18

Distribuzione dei campioni per tipologia di alimenti presso il sito di Saluggia nel periodo 2006-2009.

Sr-90 nel latte di cascina - Sito di Saluggia (VC) - Anni 2006-2007-2008-2009

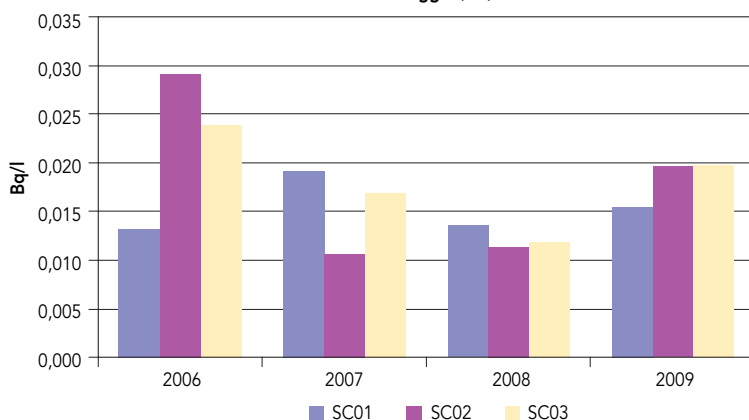


Figura 2.19

Andamento della concentrazione di Sr-90 nei campioni di latte di cascina nel periodo 2006-2009.

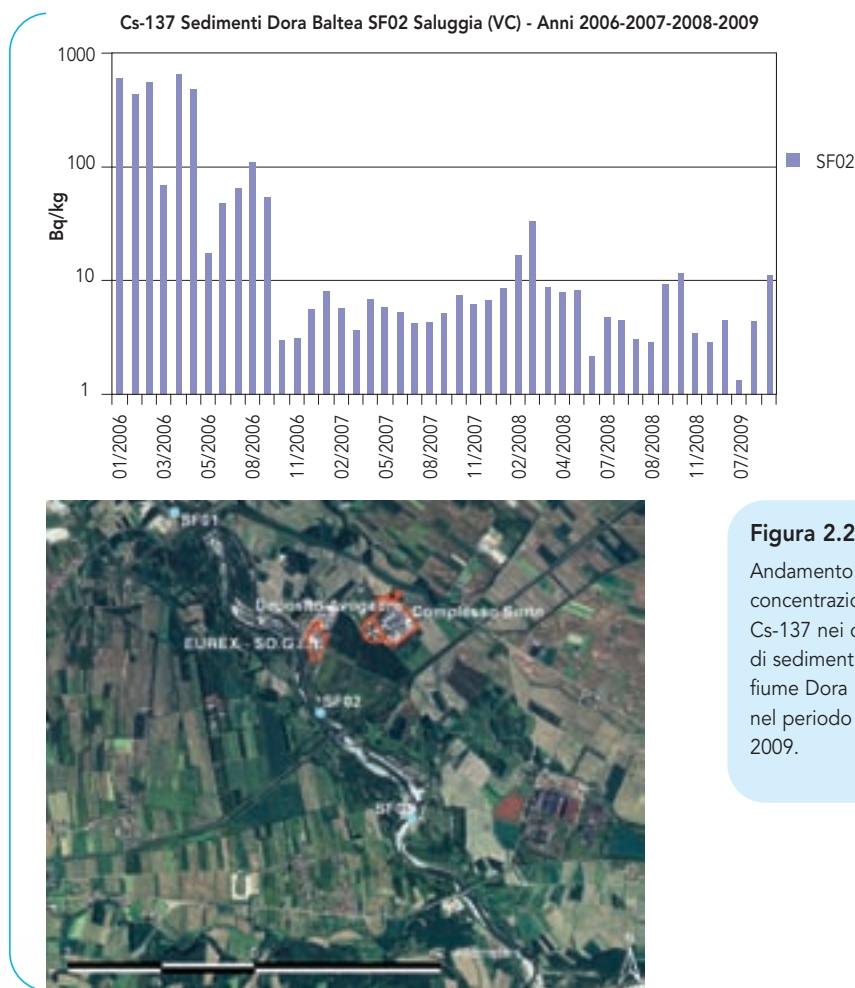
ACQUA SUPERFICIALE E SEDIMENTI DEL FIUME DORA BALTEA

Nell'acqua superficiale del fiume Dora Baltea prelevata a monte (SF01) e a valle (SF02 e SF03) del comprensorio (Figura 2.20) si è riscontrata la presenza di radionuclidi artificiali solo occasionalmente durante le operazioni di scarico di effluenti radioattivi liquidi da parte degli impianti.

Nei sedimenti fluviali è presente contaminazione da Cs-137 con concentrazioni confrontabili con quelle comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione.

Nel corso dell'anno 2006 nei punti a valle degli impianti è occasionalmente stato riscontrato un incremento della concentrazione di Cs-137 in correlazione agli scarichi di effluenti radioattivi liquidi da parte degli impianti.

Solo in alcuni casi sporadici nell'anno 2006 sono stati di poco superati i valori di riferimento adottati e sono state evidenziate lievi situazioni di accumulo che nel tempo sono rientrate.



PARTICOLATO ATMOSFERICO

A partire dall'anno 2006 il particolato atmosferico è stato prelevato in continuo nel punto SA02 (Figura 2.21) presso l'impianto EUREX-SO.G.I.N. Il sistema di aspirazione installato è dotato di un cambia campioni automatico, in modo da disporre di filtri rife-ribili ad un periodo di 24 ore successive.

Sui filtri di aspirazione giornalieri vengono effettuate misure di spettrometria gamma e di attività alfa e beta totale ritardate (misure di screening). Al fine di aumentare la sensibilità di misura sul campione composito settimanale vengono effettuate ulteriori misure di spettrometria gamma.

Le misure effettuate non hanno mai evidenziato la presenza di contaminazione da radionuclidi artificiali. Le concentrazioni di attività alfa totale e beta totale ritardate sono imputabili alla presenza di nuclidi di origine naturale a vita non breve. L'occasionale superamento dei *valori di screening* per l'attività beta totale è correlabile alla presenza di Be-7, radionuclide di origine cosmogenica.

In Figura 2.22 è riportato l'andamento delle misure di screening di attività alfa e beta totale sui filtri giornalieri e di Be-7 sui campioni compositi settimanali. Le interruzioni nel grafico si riferiscono ai periodi in cui il campionamento è stato interrotto per interventi di manutenzione al sistema di aspirazione.



Figura 2.21

Postazione di campionamento del particolato atmosferico presso l'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia.



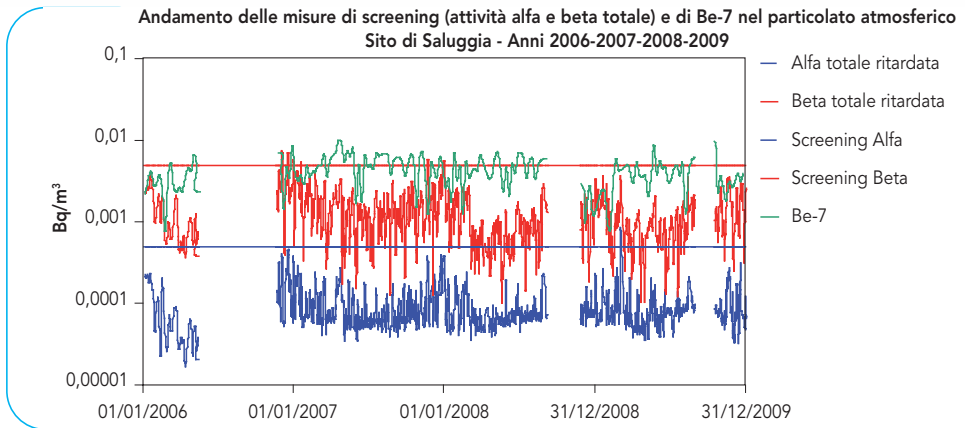


Figura 2.22

Andamento delle misure di screening (attività alfa e beta totale) e di Be-7 sui campioni di particolato atmosferico prelevati presso l'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia nel periodo 2006-2009 (le discontinuità si riferiscono ai periodi di interruzione del campionamento per interventi di manutenzione al sistema di aspirazione).

2.4.3 Rete di monitoraggio straordinario della falda acquifera superficiale del sito nucleare di Saluggia (VC)

A seguito della segnalazione effettuata nel giugno 2004 dall'Esercente della parziale perdita di contenimento della piscina di stoccaggio del combustibile irraggiato dell'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia, Arpa Piemonte ha avviato una attività di monitoraggio straordinario^[13] che si è affiancata alla rete di monitoraggio ordinario del sito e che, in fasi successive, ha evidenziato la presenza di radioisotopi artificiali nell'acqua di falda superficiale prelevata in pozzi diversi.

Nel corso degli anni infatti la rete di controllo è stata potenziata con la predisposizione di nuovi pozzi (Figura 2.23), sia all'interno che all'esterno dei siti degli impianti. Le campagne di monitoraggio eseguite hanno consentito di individuare le fonti di contaminazione e di studiare nel tempo il fenomeno della diffusione della contaminazione stessa anche in relazione alle caratteristiche idrogeologiche della zona^[14].

In Tabella 2.5 sono riassunte per tipologia le analisi eseguite nel periodo 2006-2009, mentre nel seguito vengono dettagliati i risultati delle misure.

Tabella 2.5: Misure effettuate sull'acqua di falda superficiale presso il sito di Saluggia nel periodo 2006-2009.

	2006	2007	2008	2009
Nr. analisi spettrometria gamma	98	133	100	78
Nr. analisi alfa e beta totale	98	167	99	78
Nr. analisi Sr-90	41	167	93	78
Nr. analisi H-3	41	167	93	78



Figura 2.23

Distribuzione dei principali punti di prelievo dell'acqua di falda nel Comprensorio nucleare di Saluggia.

Per comprendere la dinamica del fenomeno di contaminazione della falda acquifera superficiale in atto è risultato di fondamentale importanza disporre di una serie storica di dati riferiti al monitoraggio ordinario del sito in atto da circa venti anni. Di seguito vengono pertanto riassunte, suddivise per periodi significativi, le informazioni relative allo stato della contaminazione anche relativamente ai periodi precedenti l'anno 2006.

- Fino al 1995 erano inseriti nella rete di controllo 3 piezometri interni al sito EUREX ed il pozzo di cascina Benne (denominato SP01), posto circa 1 km a valle del Comprensorio, nei quali non è mai stata trovata traccia di contaminazione da radionuclidi artificiali.
- Nel periodo 1995-2002 nel pozzo di cascina Benne (SP01), è stata rilevata la presenza di Co-60 in concentrazioni dell'ordine di qualche mBq/l, mentre non era stata trovata traccia di contaminazione da radionuclidi artificiali nei 3 piezometri interni al sito EUREX. La presenza di Co-60 – imputabile al già citato evento incidentale occorso nel 1986 nel sito Sorin che ha coinvolto una sorgente di Co-60 e che ha causato la contaminazione della cella stessa – si era mantenuta confinata all'interno delle aree di pertinenza dello stabilimento sino all'evento alluvionale del 1994.
- Nel periodo 2002-2005 non è stata trovata traccia di contaminazione da radionuclidi artificiali nei 2 piezometri interni al sito EUREX ed anche la presenza di Co-60 nel pozzo SP01, in conseguenza al decadimento fisico, non è più stata rilevata.
- Nel mese di febbraio 2006, dopo l'evidenza della perdita di contenimento della piscina, SO.G.I.N. ha predisposto 2 nuovi piezometri all'interno del sito EUREX, immediatamente a valle dell'edificio piscina, al fine di meglio controllare eventuali fuoriuscite. In quello più superficiale, denominato SPB (pescaggio 7 m), è stata per la prima volta rilevata la presenza di Sr-90 in concentrazioni dell'ordine delle decine di mBq/l. In seguito a questa evidenza, al fine di indagare il fenomeno, sono stati predisposti dall'Esercente altri piezometri all'interno del sito per un numero complessivo di piezometri disponibili a dicembre 2006 pari a 19.

Nei pozzi di cascina continua a non essere rilevata contaminazione da radionuclidi artificiali.

- La caratterizzazione dei nuovi piezometri ha fornito le prime indicazioni sulla diffusione dei radioisotopi. Per la prima volta a gennaio 2007 è stata riscontrata la presenza di Sr-90 nel pozzo di cascina Benne (SP01), in concentrazioni dell'ordine della decina di mBq/l, confrontabili con quelle riscontrate nel pozzo SPB. Tenuto conto della mobilità dello Sr-90 nel terreno, delle informazioni allora disponibili sulla direzione di scorrimento della falda e della serie storica di dati disponibili sul pozzo SP01 – che non avevano mai evidenziato la presenza di Sr-90 in questo pozzo – risultava difficile correlare tale presenza con la piscina dell'impianto EUREX: tuttavia a quel momento essa era l'unica sorgente nota. Questa circostanza ha indotto SO.G.I.N. a predisporre nuovi piezometri sia all'interno del sito EUREX che all'esterno, immediatamente a ridosso del muro di difesa idraulica. Contemporaneamente sono stati ripristinati alcuni pozzi della vecchia rete piezometrica dell'Enea e sono stati predisposti dalla Regione Piemonte 4 piezometri a valle degli impianti del Comprensorio.
- Nei mesi di ottobre e novembre 2007 è stata eseguita una campagna di prelievi e misure (anche idrogeologiche) che ha interessato contestualmente tutti i pozzi al momento disponibili, interni ed esterni al sito EUREX, per un totale di 77 punti di campionamento, alcuni dei quali posti a monte del Comprensorio al fine di disporre di campioni di bianco. I risultati di questa campagna hanno fornito informazioni fondamentali:
 - la diffusione dello Sr-90 proveniente dalla piscina dell'impianto EUREX era confinata entro il perimetro del sito, non essendo stata riscontrata nei piezometri esterni posti lungo il muro di difesa idraulica (in particolare E5/6);
 - immediatamente a valle dei siti Sorin ed Avogadro è stata riscontrata, in un piezometro predisposto dalla Regione Piemonte denominato RP4/7, la presenza di Sr-90, Co-60 e H-3, segnalando l'esistenza di possibili fonti di rilascio all'interno dei siti stessi.

La situazione ha inoltre reso necessario ed inderogabile lo svuotamento della piscina dell'impianto EUREX. Pertanto, nel periodo maggio-luglio 2007, è stato effettuato il trasferimento di tutto il combustibile irraggiato presente nella piscina dell'impianto EUREX alla piscina di stoccaggio del vicino Deposito Avogadro.

- Le risultanze della campagna straordinaria del 2007 hanno reso necessaria l'individuazione delle nuove possibili fonti. Sono pertanto stati predisposti dagli Esercenti 8 nuovi piezometri all'interno del sito Sorin e 9 nuovi piezometri all'interno del sito Avogadro. Inoltre la Regione Piemonte ha predisposto 5 nuovi piezometri all'esterno degli impianti, a valle degli stessi.
- Una nuova campagna straordinaria effettuata nel mese di maggio 2008 ha indicato come possibile fonte di contaminazione le celle calde Sorin, anche se risultava ancora necessario sia avere delle conferme che indagare se fosse l'unica e quale fosse la provenienza del H-3. Nell'ambito della stessa campagna è stata inoltre evidenziata per la prima volta la presenza di Cs-137 nel pozzo E5/6, posto immediatamente all'esterno del muro di difesa idraulica dell'impianto EUREX. La valutazione complessiva dei dati di misura ha tuttavia consentito di stabilire che la sorgente non è situata all'interno del sito EUREX, non essendo stata riscontrata presenza di Cs-137 nei pozzi interni posti lungo la direzione di falda. Indagini successive hanno consentito di individuare la sor-

gente in un tratto dismesso della condotta di scarico degli effluenti radioattivi liquidi dei siti Sorin e Avogadro che passa in prossimità del pozzo E5/6.

Inoltre sono state effettuate le operazioni di bonifica della piscina dell'impianto EUREX che hanno comportato in particolare: la rimozione dei componenti obsoleti rimasti e dei sedimenti contaminati presenti; il trattamento dell'acqua contenuta nella piscina ed il successivo rilascio nel fiume Dora Baltea dell'acqua della piscina trattata.

- Nel corso dell'anno 2009 i risultati delle misure hanno confermato la presenza di radioisotopi in alcuni dei pozzi oggetto di indagine, pur senza evidenziare trend di crescita. Nel mese di maggio 2009, indagini mirate hanno consentito di individuare nell'edificio che ospita le celle di manipolazione delle sorgenti ad alta attività, all'interno del sito Sorin, la fonte della contaminazione presente nei pozzi a valle dei siti Sorin e Avogadro.

POZZI SITO EUREX-SO.G.I.N.

Per descrivere la diffusione dei contaminanti dalla piscina dell'impianto EUREX si fa riferimento ai pozzi SPB (posto a circa 4 metri dalla parete esterna dell'edificio piscina) ed E5/6 (posto immediatamente all'esterno del muro di difesa idraulica del sito EUREX in direzione di falda) riportati in **Figura 2.24**.

Infatti tra i pozzi posti entro i confini del sito definiti dal muro di difesa idraulica – tutti opportunamente caratterizzati dal punto di vista radiologico – il pozzo SPB, in relazione alla sua ubicazione, risulta essere il più rappresentativo per il controllo dell'andamento della contaminazione da Sr-90.

Il pozzo E5/6, posto immediatamente all'esterno dei confini del sito, consente invece di controllare la eventuale diffusione della contaminazione nell'ambiente esterno. L'assenza di contaminazione da Sr-90 in questo pozzo sta ad indicare che la radioattività fuoriuscita dalla piscina dell'impianto EUREX è rimasta confinata entro il sito EUREX stesso e non si è diffusa nell'ambiente circostante (il muro di difesa idraulica ha avuto azione di contenimento).

Nel pozzo E5/6, predisposto nell'anno 2008, è stata riscontrata la presenza di Cs-137, presenza non imputabile all'impianto EUREX bensì ad un tratto dismesso della condotta di scarico degli effluenti radioattivi liquidi Sorin-Avogadro, per la quale sono stati avviati interventi di bonifica nel corso dell'anno 2009.



Figura 2.24

Ubicazione dei pozzi nel sito EUREX-SO.G.I.N.

I grafici della **Figura 2.25** riportano la correlazione tra i valori di concentrazione di Sr-90 e Cs-137 riscontrati e la soggiacenza (livello) della falda. Tale correlazione risulta particolarmente evidente per il pozzo SPB per il quale si sottolinea inoltre che l'aumento dei valori è stato riscontrato nel periodo di esecuzione dei lavori di bonifica della piscina che sono stati ultimati nel luglio 2008 con lo svuotamento della stessa.

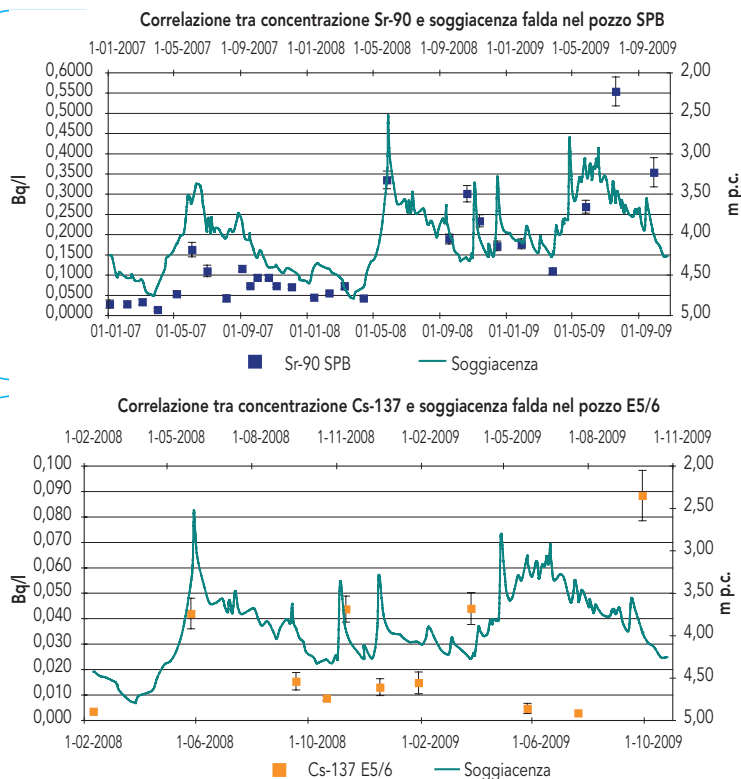


Figura 2.25

Correlazioni tra concentrazione di Sr-90 e soggiacenza della falda nel pozzo SPB e concentrazione di Cs-137 e soggiacenza della falda nel pozzo E5/6.

POZZI SITO SORIN-AVOGADRO

I pozzi all'interno del sito Sorin-Avogadro (**Figura 2.26**) sono stati predisposti nell'anno 2008 al fine di individuare eventuali nuove fonti di contaminazione: le misure radio-metriche ed i dati idrogeologici avevano infatti evidenziato che la presenza di Sr-90, rilevata a partire dall'anno 2007 nel pozzo di Cascina Benne (SP01) e nel pozzo RP4/7 predisposto dalla Regione Piemonte - dove si era riscontrata anche la presenza di Co-60 e H-3 -, non era riconducibile all'impianto EUREX.

Le misure eseguite hanno evidenziato in alcuni dei pozzi interni la presenza di Sr-90, Co-60 e H-3.

Nei grafici delle **Figure 2.27 – 2.28 – 2.29** è riportato l'andamento delle concentrazioni di Sr-90 e Co-60 nei tre pozzi ritenuti più rappresentativi della situazione (A5, A9 e SO5).

Osservando la **Figura 2.23** si può notare che questi pozzi sono allineati con i pozzi RP4/7 ed SP01 (Cascina Benne) lungo la direzione di falda, a significare che la presenza di radioisotopi artificiali dei pozzi nell'ambiente esterno è riconducibile ad una sor-



Figura 2.26

Ubicazione dei pozzi nel sito Sorin-Avogadro.

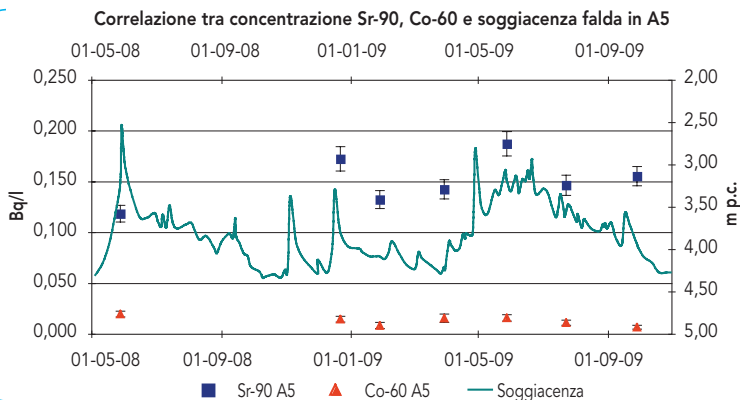


Figura 2.27

Correlazione tra concentrazioni di Sr-90, Co-60 e soggiacenza della falda nel pozzo A5.

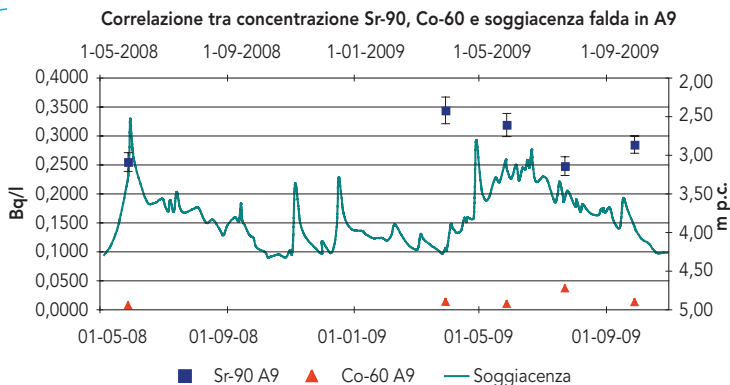
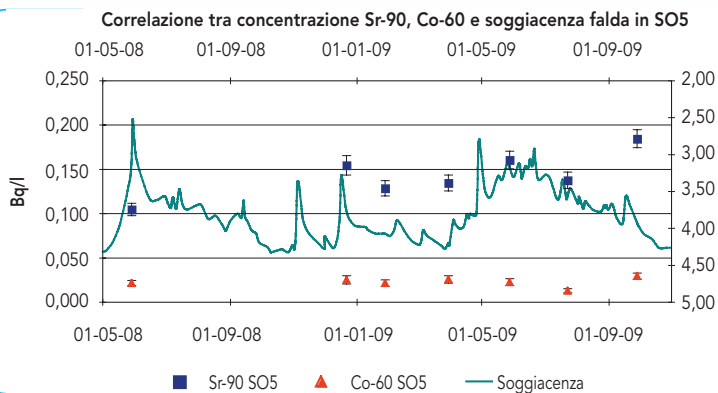


Figura 2.28

Correlazione tra concentrazioni di Sr-90, Co-60 e soggiacenza della falda nel pozzo A9.

gente ubicata all'interno del sito Sorin. Indagini mirate hanno consentito di individuare tale sorgente nell'edificio che ospita le celle calde di proprietà Sorin, celle dove in passato avveniva la manipolazione di sorgenti radioattive ad alta attività.

**Figura 2.29**

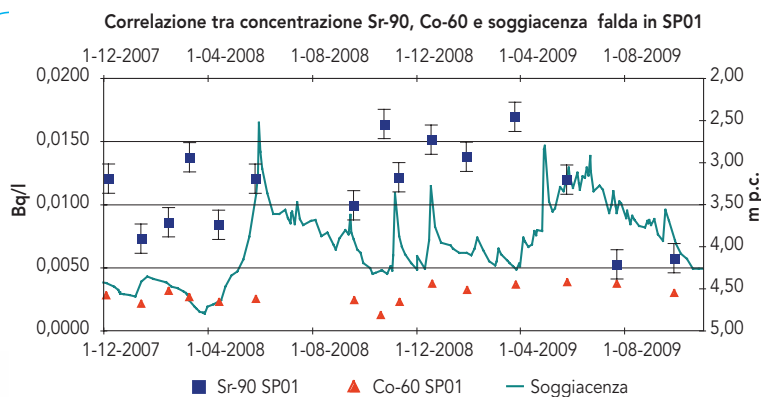
Correlazione tra concentrazioni di Sr-90, Co-60 e soggiacenza della falda nel pozzo SO5.

Giova ricordare che una di queste celle è stata interessata nel 1986 dal già citato incidente che ha coinvolto una sorgente di Co-60 e che ha causato la contaminazione della cella stessa e del condotto di aerazione, per poi diffondersi nell'ambiente in seguito all'evento alluvionale dell'anno 1994.

POZZI IN AMBIENTE ESTERNO

Nell'ambiente esterno ai siti degli impianti sono oggetto di controllo periodico i pozzi delle cascine ed i pozzi predisposti ad hoc dalla Regione Piemonte. Tra tutti i più rappresentativi sono il pozzo SP01 di Cascina Benne ed il pozzo RP4/7 posto immediatamente a valle del sito Sorin-Avogadro in direzione di scorrimento della falda (Figura 2.23).

Il pozzo SP01 è inserito da circa 15 anni nelle reti di monitoraggio ordinario del sito di Saluggia e la disponibilità di una serie storica di dati si è rivelata di particolare importanza per l'interpretazione del fenomeno di contaminazione in atto. Nel periodo 1996-2002 in questo pozzo è stata rilevata contaminazione da Co-60 correlabile al già citato incidente occorso nel 1986 nell'edificio celle calde della Sorin, ma solo a partire dall'inizio del 2007 è stata riscontrata anche contaminazione da Sr-90. Le indagini eseguite hanno, come già detto, consentito di correlare questa contaminazione con la sorgente individuata nell'anno 2009 nel sito Sorin. Nel grafico di Figura 2.30 è riportato l'andamento delle concentrazioni di Sr-90 e Co-60 nel pozzo SP01.

**Figura 2.30**

Correlazione tra concentrazioni di Sr-90, Co-60 e soggiacenza della falda nel pozzo SP01.

Il pozzo RP4/7, predisposto dalla Regione Piemonte dopo l'evidenza della presenza di Sr-90 nel pozzo SP01 non correlabile con le perdite della piscina dell'impianto EUREX, si è rivelato particolarmente importante per tenere sotto controllo l'andamento della contaminazione che fuoriesce dal sito Sorin.

Nel grafico di **Figura 2.31** è riportato l'andamento delle concentrazioni di Sr-90 e Co-60 nel pozzo RP4/7.

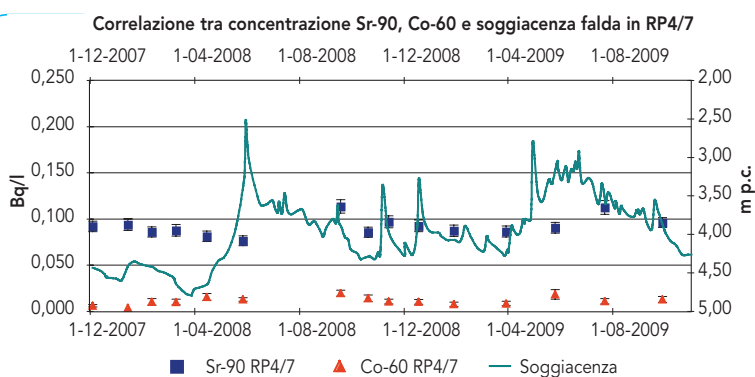


Figura 2.31

Correlazione tra concentrazioni di Sr-90, Co-60 e soggiacenza della falda nel pozzo RP4/7.

VALUTAZIONI COMPLESSIVE

Il quadro radiologico risultante dalla valutazione complessiva dei dati analitici può essere così riassunto:

- la contaminazione fuoriuscita dalla piscina di stoccaggio del combustibile dell'impianto EUREX SO.G.I.N. è rimasta confinata entro i confini dell'impianto stesso e non ha interessato l'ambiente esterno;
- la presenza di Sr-90, Co-60 e H-3 rilevata nell'ambiente esterno è ad oggi riconducibile ad una fonte posta all'interno del sito Sorin-Avogadro nell'edificio che ospita le celle calde;
- le concentrazioni di radioisotopi artificiali (Sr-90, Co-60 e H-3) rilevate nell'acqua di falda superficiale presso il Comprensorio nucleare di Saluggia rispettano ampiamente i limiti fissati dalla normativa nazionale ed internazionale per cui non costituiscono un caso di contaminazione ambientale;
- l'acqua dei pozzi nei quali è stata evidenziata la presenza di radioisotopi artificiali non è destinata al consumo umano;
- nei pozzi dell'Acquedotto del Monferrato non è stata rilevata traccia di radioisotopi di origine artificiale.

In queste condizioni non si configurano pericoli per la popolazione. La presenza di radioisotopi artificiali nella falda superficiale del Comprensorio nucleare di Saluggia va tuttavia considerata come un importante indicatore ambientale.

2.4.4 Il trasporto del combustibile nucleare irraggiato

Nel periodo maggio-luglio 2007 si sono svolte le operazioni di trasferimento del combustibile nucleare irraggiato presente nella piscina di stoccaggio dell'impianto EUREX

dall'impianto stesso alla piscina del Deposito Avogadro. Tali operazioni si sono rese necessarie in seguito alla situazione di criticità determinatasi in relazione alla parziale perdita di contenimento della piscina dell'impianto EUREX e della conseguente contaminazione da Sr-90 dell'acqua di falda superficiale (vedi paragrafo precedente).

Complessivamente sono stati effettuati 10 trasporti durante i quali sono stati trasferiti:

- 52 elementi di combustibile nucleare irraggiato di tipo cruciforme proveniente dalla Centrale nucleare di Trino;
- 48 semibarrette di un elemento di combustibile nucleare irraggiato proveniente dalla Centrale di Garigliano;
- 10 lamine provenienti dal reattore sperimentale di Petten (Olanda).

Benché la distanza tra i due impianti interessati sia soltanto di circa 800 metri (si veda la [Figura 2.32](#)) ed i trasporti abbiano avuto luogo all'interno del Comprensorio, si è ritenuto opportuno mettere in atto rigorose azioni di controllo – a tutela della popolazione e dell'ambiente – che hanno visto ancora una volta Arpa Piemonte impegnata sia per quanto riguarda il monitoraggio radiologico ambientale sia come Ente Terzo.



Figura 2.32

Distribuzione dei punti di prelievo del piano di monitoraggio straordinario per il trasporto di combustibile nucleare irraggiato.

CONTROLLI RADIOMETRICI IN QUALITÀ DI ENTE TERZO

Arpa Piemonte è stata individuata come *Ente Terzo*, organismo super partes, con il compito di certificare il rispetto dei limiti fissati dalla IAEA per il trasporto di materie radioattive ([Tabella 2.4](#)).

È stato pertanto messo a punto un protocollo per l'esecuzione dei controlli di contaminazione trasferibile alfa e beta e di rateo di dose gamma e neutronica sui contenitori di trasporto. In particolare i controlli sono stati eseguiti:

- sul cask pieno in assetto verticale in uscita dall'impianto EUREX (contaminazione trasferibile alfa e beta- gamma, rateo di dose gamma e neutronica);
- sul cask vuoto in assetto di trasporto sul veicolo stradale in uscita dal Deposito Avogadro (contaminazione trasferibile alfa e beta-gamma, rateo di dose gamma).

Le misure eseguite hanno confermato l'ampio rispetto dei limiti già riportati in **Tabela 2.4**. In particolare:

- la contaminazione trasferibile alfa si è rivelata sempre inferiore ai limiti di rivelabilità strumentale (MAR);
- la contaminazione trasferibile beta si è rivelata sempre inferiore al 50% del massimo valore ammesso;
- il rateo di dose $H^*(10)$ a contatto del cask si è rivelato sempre inferiore allo 0,2% del massimo valore ammesso.



Esecuzione di controlli per la verifica di conformità ai requisiti per il trasporto fissati da IAEA

MONITORAGGIO RADIOLOGICO AMBIENTALE

Al fine di valutare correttamente l'impatto radiologico potenzialmente prodotto dalle operazioni di trasferimento del combustibile nucleare irraggiato sull'ambiente e sulla popolazione è stato perfezionato un piano di monitoraggio nel quale sono stati individuati punti ritenuti significativi in cui effettuare:

- il prelievo e l'analisi di matrici ambientali: suolo ed erba – matrici ritenute significative per evidenziare eventuali deposizioni al suolo – e particolato atmosferico – per rilevare eventuali rilasci di effluenti aeriformi;
- l'esecuzione di misure di dose ambientale per la valutazione della dose da irraggiamento diretto.

I punti di prelievo sono riportati in **Figura 2.32**.

I campioni di suolo sono stati prelevati in punti ritenuti significativi presso gli impianti e lungo il percorso effettuato dal cask. Nello strato superficiale (0-5 cm) è presente contaminazione da Cs-137 del tutto imputabile all'incidente di Chernobyl e confrontabile con le concentrazioni comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione. I valori misurati nei campioni prelevati alla fine dei trasporti sono sovrapponibili a quelli misurati nei campioni di bianco, ad indicare che le operazioni di trasferimento non hanno provocato contaminazione dell'ambiente interessato.

I campioni di erba sono stati prelevati negli stessi punti di prelievo del suolo. I risultati delle misure, sia sui campioni di bianco che sui campioni prelevati al termine dei trasporti, sono sempre risultati inferiori alle MAR.

Il sistema di aspirazione del particolato atmosferico è stato posizionato, prima dell'inizio delle operazioni di caricamento del combustibile, all'interno del sito EUREX in prossimità dell'edificio piscina (Figura 2.21). Durante le operazioni di trasferimento del combustibile non si sono verificati superamenti dei livelli di screening, come evidenziato nel grafico di Figura 2.22.

Per la misura del rateo di dose ambientale $\gamma H^*(10)$ sono stati posizionati – presso gli impianti e lungo il percorso effettuato dal cask – dosimetri di tipo TLD forniti dall'Istituto di Radioprotezione dell'ENEA Laboratorio di Saluggia. I valori misurati prima dei trasporti (bianco) ed a conclusione gli stessi sono confrontabili e non si discostano dal fondo naturale medio della zona, che nell'area di interesse varia nell'intervallo 0,1-0,3 $\mu\text{Sv/h}$. Lievi incrementi – pur non significativi perché contenuti nell'intervallo di valori medi della zona – sono stati registrati dai dosimetri n. 2 e n. 3 posti all'interno degli impianti (rispettivamente nei punti SD02 e SD03 di Figura 2.32) e riferibili quindi a zone non accessibili alla popolazione. Nel grafico di Figura 2.33 è riportato l'andamento del rateo di dose ambientale $\gamma H^*(10)$.

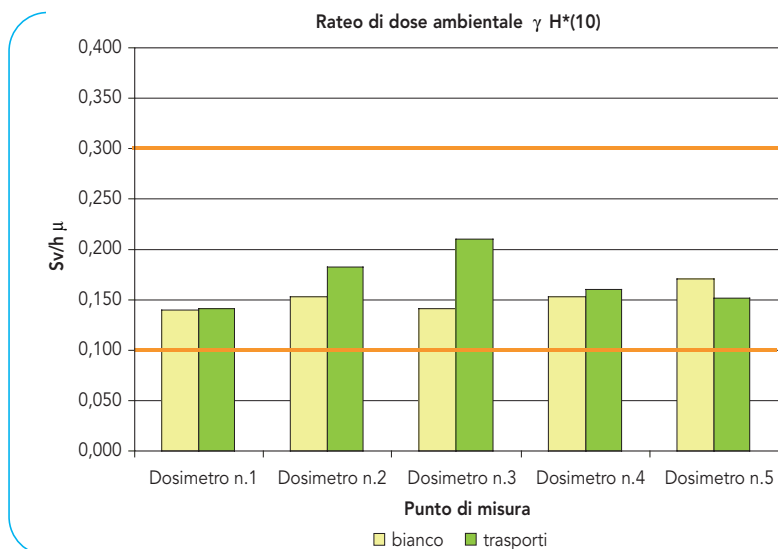


Figura 2.33

Andamento del rateo di dose ambientale $\gamma H^*(10)$.

2.4.5 Attività di controllo

SCARICO DI EFFLUENTI RADIOATTIVI LIQUIDI

Gli impianti rilasciano nell'ambiente effluenti radioattivi liquidi (nel fiume Dora Baltea attraverso condotte di scarico) ed aeriformi nel rispetto di precise formule di scarico assegnate in sede autorizzativa.

Arpa Piemonte, in accordo con ISPRA e con gli Esercenti, effettua controlli sistematici sui campioni di effluenti liquidi – al fine di verificare il rispetto delle formule di sca-

rico – e indagini ambientali specifiche in occasione di ogni scarico. In **Tabella 2.6** sono riassunti gli impegni delle formule di scarico per gli effluenti radioattivi liquidi valutati in funzione delle analisi eseguite sui campioni prelevati prima di ogni scarico.

Tabella 2.6: Sito di Saluggia: impegno della formula di scarico in acqua per effluenti radioattivi liquidi periodo 2006-2009 (dati Arpa).

impianto	impegno formula di scarico anno			
	2006	2007	2008	2009
Eurex-SO.G.I.N.	0,006%	0%*	0,03%	0,05%
Complesso Sorin	0%*	0%*	0%*	0%*
Deposito Avogadro	0%*	0%*	0%*	0,32%

*Nessuno scarico

OPERAZIONI DI SVUOTAMENTO DELLA PISCINA DI STOCCAGGIO DEL COMBUSTIBILE NUCLEARE IRRAGGIATO

Dopo il trasferimento nel periodo maggio-luglio 2007 di tutto il combustibile irraggiato presente, di cui al **paragrafo 2.4.4** il trasporto del combustibile nucleare irraggiato sono iniziate le operazioni di bonifica della piscina EUREX che hanno comportato in particolare:

- la rimozione dei componenti obsoleti rimasti;
- la rimozione della maggior parte dei sedimenti presenti nel bacino;
- il trattamento dell'acqua contenuta nella piscina ed il suo invio alla vasca di stoccaggio degli effluenti radioattivi liquidi dell'impianto (Waste Pond);
- il rilascio dal Waste Pond dell'acqua della piscina trattata nel fiume Dora Baltea (luglio 2008).

Il complesso delle operazioni relative allo svuotamento della piscina non era consentito dalle vigenti prescrizioni tecniche per l'esercizio dell'impianto e pertanto è stato specificamente autorizzato da ISPRA che ha imposto a SO.G.I.N. delle prescrizioni operative. Queste in particolare prevedevano, durante la fase di trattamento dell'acqua, il rispetto dei limiti riassunti in **Tabella 2.7**.

Tabella 2.7: Limiti operativi fissati da ISPRA.

limiti	attività α totale (Bq/l)	attività $\alpha + \beta$ totale (Bq/l)
Limiti operativi (LO)	10	100
Limiti di attenzione (LA)	8	80
Limiti di allarme (LAI)	12	120

Al fine di verificare il rispetto dei limiti imposti Arpa ha effettuato, in accordo con ISPRA, misure durante tutto il processo di trattamento dell'acqua della piscina e la caratterizzazione del campione finale prima dello scarico^[15].

Sono state eseguite le analisi riassunte in **Tabella 2.8** su una popolazione statisticamente significativa di campioni (pari al 30% del totale prelevato ed analizzato da SO.G.I.N..

Tabella 2.8: Numero di analisi eseguite nell'ambito del monitoraggio straordinario della falda superficiale di Saluggia.

	attività α totale	attività β totale	spettrometria gamma	h-3	sr-90	pu-238/ pu-239	am-241
Numero analisi	75	75	11	5	5	5	5

Al fine di controllare la corretta diluizione dello scarico nel fiume Dora Baltea, sono state eseguite misure su campioni di acqua del fiume prelevati prima, durante e dopo lo scarico in un punto situato circa 700 m a valle del punto di immissione dello scarico. Scegliendo il H-3 come radionuclide di riferimento, in quanto responsabile del 97% dell'attività totale presente nello scarico (anche se il suo peso nella formula di scarico può ritenersi trascurabile), è stata verificata una diluizione pari a 1:100.

Nel periodo successivo allo scarico sono invece state effettuate misure sui sedimenti fluviali, caratterizzandoli anche dal punto di vista radiochimico. Il confronto tra i campioni prelevati dopo lo scarico ed il campione prelevato nel mese di febbraio 2008 considerato un bianco (rispetto alle operazioni di svuotamento della piscina) indica l'assenza di fenomeni di accumulo ^[15].

INTERVENTI SULLA CONDOTTA DI SCARICO DEGLI EFFLUENTI RADIOATTIVI LIQUIDI SORIN-AVOGADRO

Nell'ambito del monitoraggio radiologico dell'acqua di falda superficiale in atto presso il sito nucleare di Saluggia (VC), a partire dal maggio 2008, è stata riscontrata la presenza di Cs-137 nel piezometro E5/6 posto a ridosso del muro di difesa idraulica del sito Eurex-SO.G.I.N.

Tale presenza è stata correlata al tratto dismesso della condotta di scarico di effluenti radioattivi del comprensorio Sorin-Avogadro. Questa circostanza ha indotto ad effettuare una video ispezione dell'intera condotta, la quale ha evidenziato alcune situazioni di possibile criticità. Pertanto Sorin, su indicazioni di ISPRA, ha predisposto un piano di ripristino del collettore.

Durante le operazioni di ripristino Arpa ha prelevato campioni di suolo di scavo in alcuni dei quali è stata evidenziata contaminazione da Cs-137 e da Co-60, segno inequivocabile di perdite lungo la condotta di scarico. La tipologia di radionuclidi rilevati ed il rapporto tra le loro concentrazioni ha portato a ricondurre la contaminazione agli scarichi di effluenti liquidi del Deposito Avogadro.

I valori di concentrazione misurati sono compresi entro i seguenti intervalli: 10-700 Bq/kg per il Cs-137 e 0,1-15 Bq/kg per il Co-60. Il Cs-137 è dunque il radioisotopo a cui fare riferimento per le valutazioni di radioprotezione. I dati analitici hanno consentito di formulare le seguenti considerazioni evidenziate nel grafico di **Figura 2.34**:

- la contaminazione è confinata entro uno spazio limitato intorno alla condotta a causa della scarsa mobilità del Cs-137;
- la contaminazione si trova in profondità e non è disponibile per l'apparato radicale delle piante.

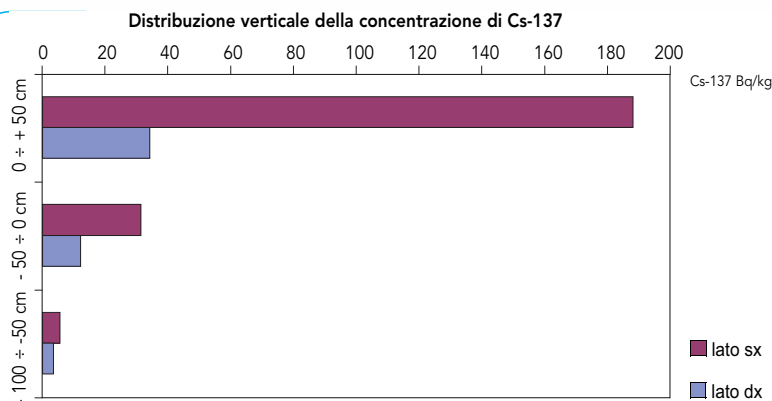


Figura 2.34

Distribuzione tipica della concentrazione di Cs-137 nel suolo di scavo intorno alla condotta di scarico Sorin-Avogadro (il livello 0 corrisponde alla base della condotta).



La rete di monitoraggio ordinario del resto non ha mai evidenziato contaminazione da Cs-137 nelle matrici alimentari e ambientali correlabile alla perdita della condotta, ad eccezione del pozzo E5/6.

Il quadro radioprotezionistico non configura pericoli per la popolazione ma è risultato necessario trattare opportunamente il suolo contaminato e vietare l'utilizzo della condotta per lo scarico di effluenti radioattivi liquidi.

2.5 Il sito nucleare di Trino

La Centrale Nucleare "E. Fermi" è un impianto di tipo PWR con potenza elettrica lorda di 272 MWe. La sua costruzione iniziò nel gennaio 1961 e quattro anni dopo, nel gennaio 1965, iniziò il servizio commerciale. In seguito al referendum popolare del novembre 1987, che vide la vittoria degli antinuclearisti, subì un primo arresto di funzionamento e nel luglio 1990 fu emesso il provvedimento di chiusura definitiva.

È già stato avviato l'iter autorizzativo ai sensi del D. Lgs. 230/95 e nel dicembre 2008 è stato emanato il Decreto VIA.

Nel periodo 2006-2009, oggetto di questo rapporto, sono state svolte alcune operazioni propedeutiche al *decommissioning* ed in particolare:

- rimozione amianto dall'edificio turbina e dalla zona controllata;
- rimozione componenti dell'edificio turbina;
- predisposizione stazione di monitoraggio dei materiali rilasciabili.

Nella piscina di stoccaggio dell'impianto sono ancora presenti 47 barre di combustibile nucleare irraggiato per le quali è previsto il trasferimento all'impianto francese di La Hague per il riprocessamento (fonte SO.G.I.N.).

Centrale "E. Fermi" di Trino (VC)

Tipologia	impianto elettronucleare di potenza.
Reattore:	ad acqua leggera in pressione (PWR).
Potenza termica:	870 MW.
Periodo di servizio commerciale:	dal 1965 al 1987.
Stato attuale dell'impianto	fermo.
Decommissioning	è stata presentata l'istanza ai sensi del D. Lgs. 230/95; nel dicembre 2008 è stato emanato il Decreto VIA.
Prospettive:	il piano di decommissioning prevede il rilascio del sito in condizioni di "Brown field*" entro il 2013.



2.5.1 La rete locale di monitoraggio ordinario del sito nucleare di Trino

Con apposito studio radioecologico Arpa ha predisposto la rete di monitoraggio, individuando le matrici ambientali e alimentari considerate come indicatori locali, la frequenza minima di campionamento, le determinazioni analitiche da effettuare ed i valori di riferimento da adottare.

Nel corso degli anni la rete di monitoraggio è stata modificata ed adeguata, come emerge dal grafico di [Figura 2.35](#) (sono inclusi nel grafico i campioni relativi alle attività di controllo).

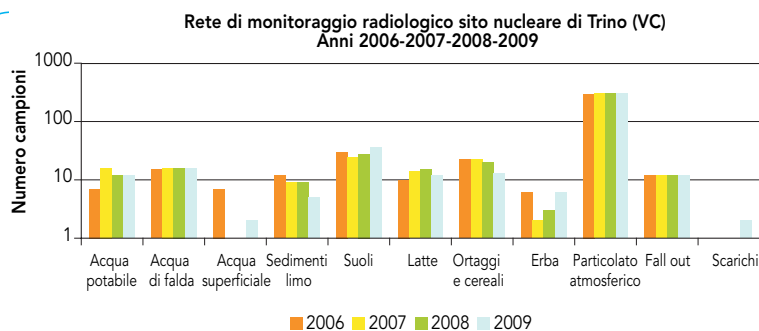


Figura 2.35

Evoluzione della rete di monitoraggio del sito nucleare di Trino periodo 2006-2009.

Di seguito è riportata la cartina ([Figura 2.36](#)) con la dislocazione attuale dei punti di prelievo dei campioni della rete ordinaria di monitoraggio.



Figura 2.36

Distribuzione dei punti di prelievo del piano di monitoraggio per il sito nucleare di Trino.

2.5.2 Risultati delle misure

I dati relativi alle misure effettuate non hanno evidenziato, nel tempo, la contaminazione di matrici ambientali e alimentari imputabile alle attività svolte dall'impianto nucleare. Solo occasionalmente, nei sedimenti del fiume Po prelevati a valle della Centrale sono state riscontrate tracce di Cs-137 e di Co-60 riconducibili agli scarichi di effluenti radioattivi liquidi.

Nel grafico di **Figura 2.37** è riportata la distribuzione media delle analisi effettuate nel periodo 2006-2009, mentre di seguito vengono riassunti i risultati delle misure eseguite.

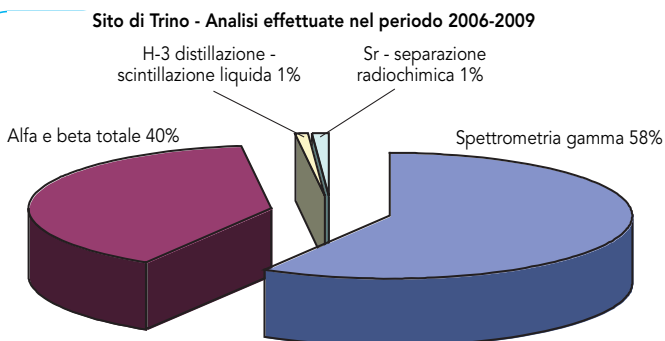


Figura 2.37

Distribuzione media delle analisi effettuate nel periodo 2006-2009 per il sito nucleare di Trino.

ACQUA POTABILE DI RETE – ACQUA DI FALDA SUPERFICIALE

Nei campioni di acqua potabile distribuita dall'acquedotto di Trino e da quello di Palazzolo Vercellese non è mai stata rilevata la presenza di radionuclidi di origine artificiale.

Nell'acqua di falda superficiale prelevata nei pozzi privati di 4 cascine non è mai stata rilevata la presenza di radionuclidi di origine artificiale. Le concentrazioni di attività alfa totale e beta totale misurate in alcuni campioni sono attribuibili a radionuclidi di origine naturale, come evidenziato anche dalle misure di spettrometria gamma.

In particolare i risultati ottenuti si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei *valori di screening* fissati dall'O.M.S. e dei *valori di riferimento* adottati, come evidenziato nei grafici di **Figura 2.38**.

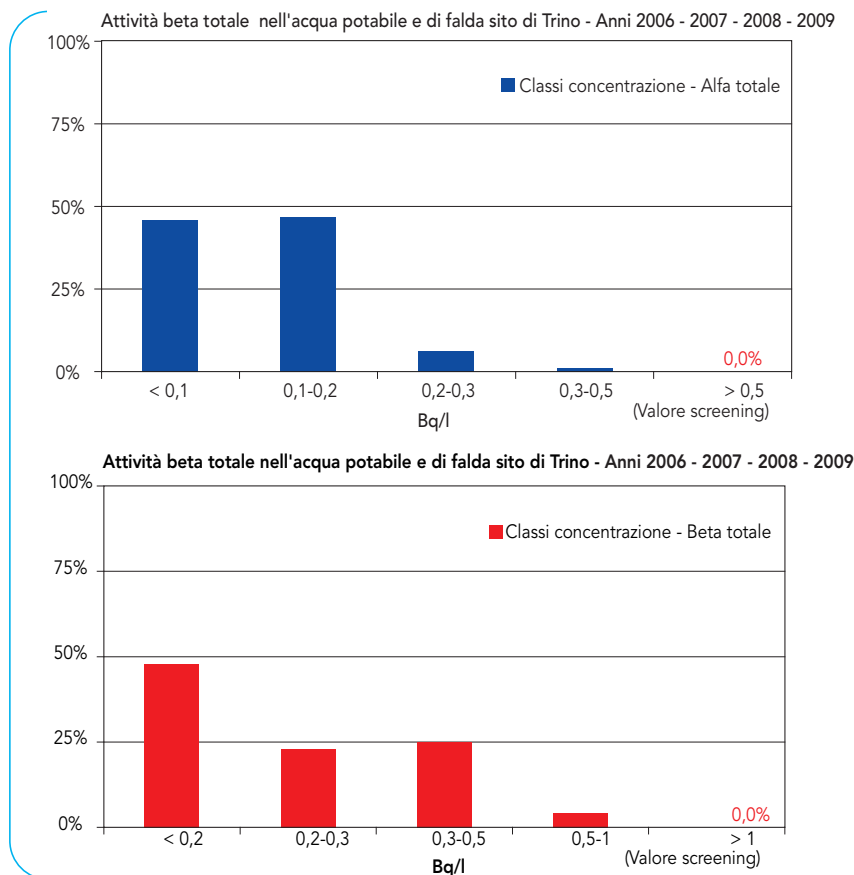


Figura 2.38

Distribuzione della concentrazione dell'attività alfa e beta totale nell'acqua potabile e di falda nel periodo 2006-2009 per il sito nucleare di Trino.

SUOLO IMPERTURBATO – STRATO SUPERFICIALE

Nello strato superficiale (0-5 cm) dei suoli prelevati all'esterno del sito è presente contaminazione da Cs-137 del tutto imputabile all'incidente di Chernobyl e confrontabile con le concentrazioni comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della

provincia e della regione. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei valori di riferimento adottati.

In **Figura 2.39** è riportato l'andamento delle concentrazioni di Cs-137 nel suolo imperturbato relativamente al periodo 2006-2009.

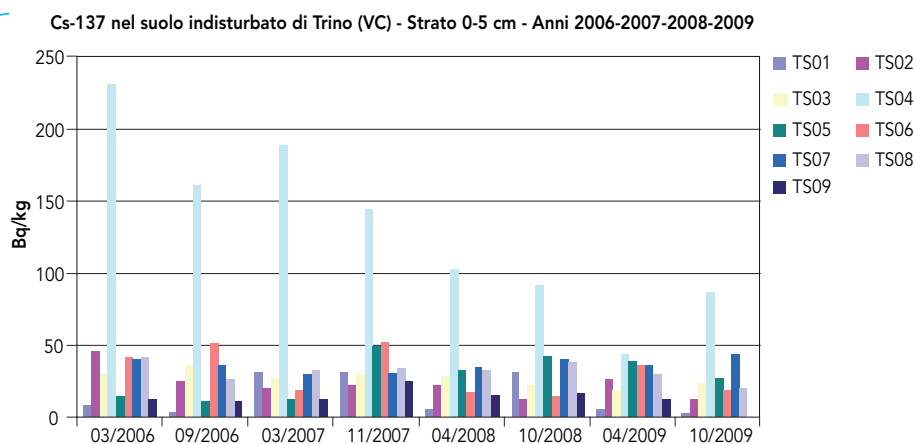


Figura 2.39

Distribuzione della concentrazione di Cs-137 nei campioni di suolo imperturbato nel periodo 2006-2009.

SUOLO COLTIVATO

Nello strato superficiale (0-5 cm) dei suoli coltivati a riso (punti TR01, TR02, TR03) e a mais (punti TM01, TM02, TM03) è presente contaminazione da Cs-137 del tutto impuntabile all'incidente di Chernobyl e confrontabile con le concentrazioni comunemente riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione. I valori osservati risultano pressoché costanti nel tempo a causa del rimescolamento degli strati di suo-

lo dovuto all'aratura. Tutti i valori si sono sempre mantenuti nettamente al di sotto dei valori di riferimento adottati.

In **Figura 2.40** è riportato l'andamento delle concentrazioni di Cs-137 nel suolo imper turbato relativamente al periodo 2006-2009.

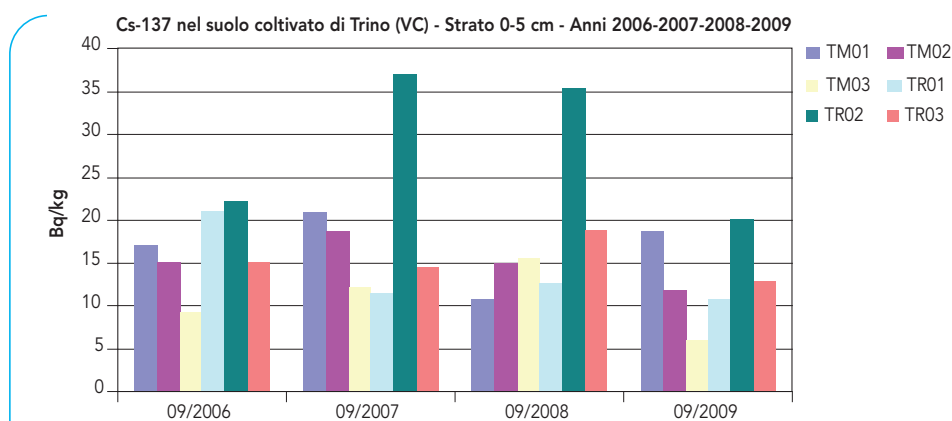


Figura 2.40

Andamento della concentrazione di Cs-137 nei campioni di suolo coltivato nel periodo 2006-2009.

ALIMENTI

Vengono periodicamente o stagionalmente prelevati vegetali coltivati sui suoli di cui al punto precedente e latte di produzione locale presso le caschine TC01, TC02 e TC03 (**Figura 2.39**).

In **Figura 2.41** è riportata la distribuzione dei campioni per tipologia di alimenti prelevati nell'ambito della rete locale di monitoraggio nel periodo 2006-2009.

Distribuzione del numero di campioni per tipologia di alimenti sito di Trino(VC) - Anni 2006 - 2007 - 2008 - 2009

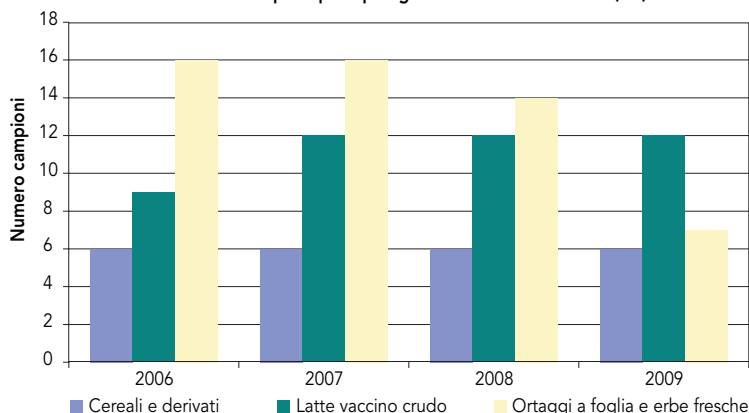


Figura 2.41

Distribuzione dei campioni per tipologia di alimenti presso il sito di Trino nel periodo 2006-2009.

Nei vegetali di produzione locale (mais, riso, ortaggi) non è mai stata riscontrata la presenza di radionuclidi di origine artificiale.

Nel latte bovino crudo di produzione locale non è mai stata riscontrata contaminazione da radionuclidi artificiali imputabile alla presenza degli impianti. La presenza di Sr-90, in concentrazioni che si sono sempre mantenute nettamente al di sotto dei valori di riferimento adottati, è correlabile ai test nucleari in atmosfera degli anni '50 -'60 e, per una frazione trascurabile, all'incidente di Chernobyl.

In Figura 2.42 è riportato l'andamento delle concentrazioni di Sr-90 nel latte bovino crudo di cascina relativamente al periodo 2006-2009.

Sr-90 nel latte di cascina - Sito di Trino (VC) - Anni 2006-2007-2008-2009

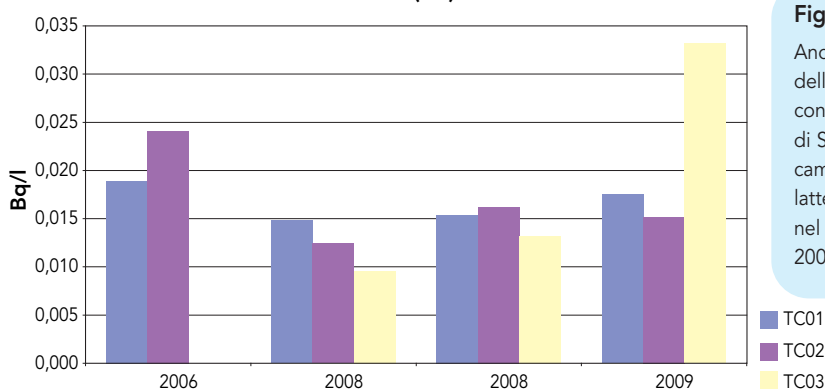


Figura 2.42

Andamento della concentrazione di Sr-90 nei campioni di latte di cascina nel periodo 2006-2009.

ACQUA SUPERFICIALE E SEDIMENTI DEL FIUME PO

Nell'acqua superficiale del fiume Po prelevata a monte (TF01) e a valle (TF02) dell'impianto (Figura 2.43) si è riscontrata la presenza di radionuclidi artificiali solo occasionalmente durante le operazioni di scarico di effluenti radioattivi liquidi da parte.

Nei sedimenti fluviali del fiume Po prelevati a monte e a valle dell'impianto è presente contaminazione da Cs-137 con concentrazioni confrontabili con quelle comunemen-

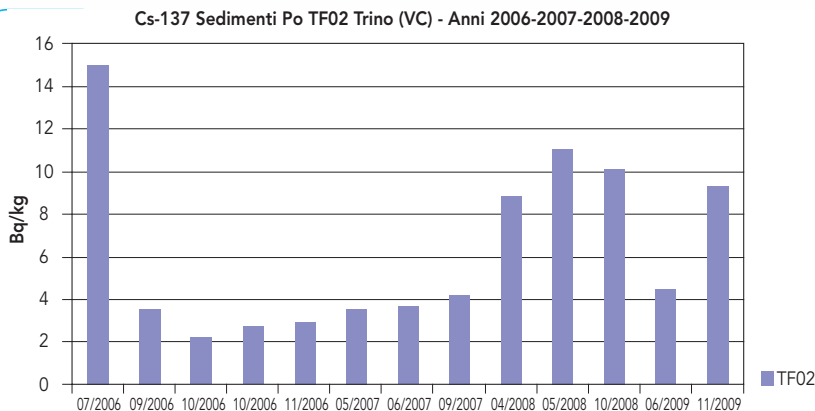


Figura 2.43

Andamento della concentrazione di Cs-137 nei campioni di sedimenti del fiume Po nel periodo 2006-2009.

te riscontrabili in questa matrice per altre zone della provincia e della regione. Nei punti a valle è occasionalmente riscontrabile un incremento della concentrazione di Cs-137, unitamente a tracce di Co-60, in correlazione agli scarichi di effluenti radioattivi liquidi da parte dell'impianto. Tutti i valori si sono sempre mantenuti al di sotto dei *valori di riferimento* adottati e nel tempo non si sono comunque evidenziate situazioni di accumulo.

PARTICOLATO ATMOSFERICO

Il particolato atmosferico viene prelevato in continuo presso la sede Arpa di Vercelli. Sui filtri di aspirazione, prelevati con cadenza giornaliera, vengono effettuate misure immediate di spettrometria gamma e di attività alfa e beta totale ritardate (misure di screening). Al fine di aumentare la sensibilità di misura al termine di ogni settimana vengono effettuate misure di spettrometria gamma sul campione composito settimanale.

Le misure effettuate non hanno mai evidenziato la presenza di contaminazione da radionuclidi artificiali. Le concentrazioni di attività alfa totale e beta totale ritardate sono imputabili alla presenza di nuclidi di origine naturale a vita non breve. L'occasionale superamento dei valori di screening per l'attività beta totale è correlabile alla presenza di Be-7, radionuclide di origine cosmogenica. In [Figura 2.44](#) è riportato l'andamento delle misure di screening di attività alfa e beta totale sui filtri giornalieri e di Be-7 sui campioni compositi settimanali.

Andamento delle misure di screening (attività alfa e beta totale) e di Be-7 nel particolato atmosferico-Vercelli
Anni 2006-2007-2008-2009

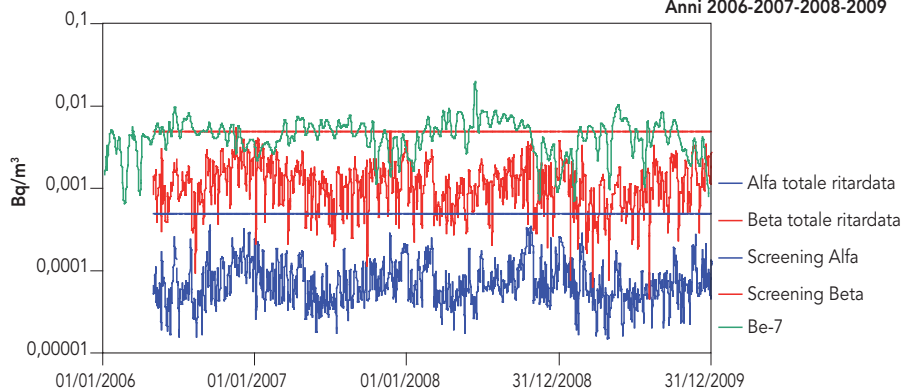


Figura 2.44

Andamento delle misure di screening (attività alfa e beta totale) e di Be-7 sui campioni di particolato atmosferico prelevati presso la sede Arpa di Vercelli nel periodo 2006-2009.

FALL OUT

Il *fall out* (deposizione al suolo umida e secca) è campionato in continuo presso la sede Arpa di Vercelli. Nel periodo 2006-2009 solo occasionalmente è stata rilevata la presenza di Cs-137 correlabile all'incidente di Chernobyl.

Nella **Figura 2.45** è rappresentato l'andamento delle precipitazioni giornaliere – rilevate presso la stazione meteo Arpa di Vercelli – e della concentrazione di Be-7 (radio-nuclide naturale di origine cosmogenica). Come si può facilmente osservare esiste una buona correlazione tra le due grandezze.

Correlazione tra le precipitazioni e la concentrazione di Be-7 nel fall out rilevate a Vercelli nel periodo 2006-2009

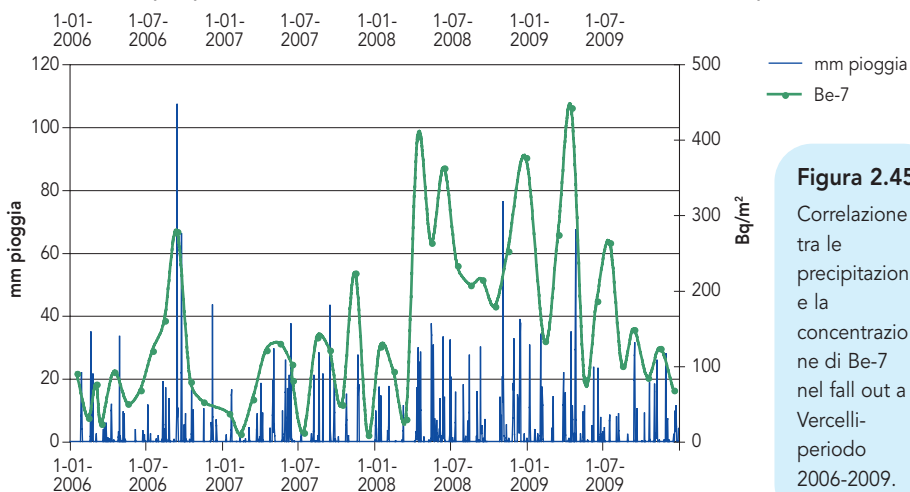


Figura 2.45

Correlazione tra le precipitazioni e la concentrazione di Be-7 nel fall out a Vercelli-periodo 2006-2009.

2.5.3 Attività di controllo

SCARICO DI EFFLUENTI RADIOATTIVI LIQUIDI

La Centrale rilascia nell'ambiente effluenti radioattivi liquidi (nel fiume Dora Baltea attraverso condotte di scarico) ed aeriformi nel rispetto di precise formule di scarico assegnate in sede autorizzativa.

Arpa Piemonte ha sempre effettuato indagini ambientali specifiche in occasione di ogni scarico.

Inoltre, a partire dall'anno 2009, in accordo con ISPRA e con SO.G.I.N. effettua controlli sistematici sui campioni di effluenti liquidi al fine di verificare il rispetto delle formule di scarico.

In **Tabella 2.9** sono riassunti gli impegni delle formule di scarico per gli effluenti radioattivi liquidi valutati in funzione delle analisi eseguite sui campioni prelevati prima di ogni scarico.

Tabella 2.9: Sito di Trino: impegno della formula di scarico in acqua per effluenti radioattivi liquidi periodo 2006-2009.

anno	impegno formula di scarico
2006	3,4% *
2007	2,3% *
2008	2,6% *
2009	1,6% **

*Dati Sogin – **Dati Arpa

3 Il controllo del territorio

Il **controllo** e il **monitoraggio del rischio radiologico** non si esplica solo nelle attività legate alle Reti di sorveglianza, siano esse nazionali, regionali o locali (cioè attorno agli impianti nucleari), ma **deve essere esteso anche a tutte quelle attività che**, per diversi motivi, **prevedono** l'impiego, il trasporto o la possibile presenza, anche di natura accidentale, di **sostanze radioattive**. In questo capitolo vengono quindi presentate le attività che Arpa Piemonte svolge in questo ambito.

3.1 Attività di monitoraggio del rischio radiologico diffuso

Esistono alcune attività industriali che, pur non prevedendo di per sé l'impiego di sostanze radioattive, per vari motivi possono essere esposte a rischi di natura radiologica. Per questo motivo è necessario programmare un'attività di vigilanza e controllo anche in tutti quegli ambiti dove sussiste un rischio radiologico potenziale. Oltre a ciò, la prevenzione dal rischio radiologico si attua attraverso interventi effettuati "in emergenza", cioè a seguito della segnalazione del ritrovamento di sorgenti o sostanze radioattive in ambiente o presso impianti industriali. Nei due paragrafi che seguono sono brevemente illustrate le attività svolte in questi settori.

3.1.1 Monitoraggi presso depositi di rottami e fonderie e siti industriali a rischio

L'impiego di sorgenti e di sostanze radioattive in campo industriale è assai diffuso in vari settori e comporta la diffusione sul territorio di dispositivi tecnologici di vario genere contenenti elementi radioattivi. Si tratta di solito di dispositivi che contengono piccole sorgenti radioattive quali rivelatori di fumo, misuratori di livello o di spessore o altri ancora. Più raramente capita che le sorgenti impiegate siano di attività medio-alta: è il caso ad esempio degli apparecchi che eseguono gammagrafie oppure di vecchie macchine per la radioterapia.

Può quindi capitare che, terminata la vita operativa dei dispositivi stessi oppure a seguito del fallimento delle aziende che detenevano tale strumentazione, si perda la memoria storica della presenza delle sorgenti radioattive e che esse vengano quindi avviate a smaltimento assieme a carichi di rottami metallici. Tenendo poi conto che l'Italia è uno dei principali importatori di rottami metallici e che soprattutto nell'ultimo decennio si è sviluppato un intenso commercio con i paesi dell'Est europeo e dell'Asia, si comprende come il problema del controllo della radioattività nei rottami metallici abbia assunto in questi ultimi tempi una certa rilevanza.

Sono quindi da considerarsi "a rischio" tutte quelle attività che comportano la commercializzazione e l'impiego di rottami metallici, in particolare le attività di raccolta rottami e di fusione (fonderie).

Per questo motivo il legislatore ha stabilito (art. 157 del Decreto Legislativo 230/95) che venissero effettuati, da parte di queste aziende, sistematici controlli radiometrici sulle importazioni e, in generale, sul materiale in ingresso nelle aziende.

Nei confronti di queste aziende viene perciò svolta da Arpa Piemonte un'attività di vigilanza e monitoraggio che ha due scopi:

- la verifica del rispetto delle disposizioni di legge (ex art. 157 del Decreto Legislativo 230/95);
- il controllo del rischio radiologico e ambientale nei siti e nel territorio circostante.

L'attività di controllo e monitoraggio ambientale svolta nel corso degli anni 2006 – 2009 ha riguardato le principali fonderie attive nel territorio piemontese e alcuni depositi di rottami.

3.1.2 Interventi in seguito a ritrovamenti di sorgenti di radiazioni ionizzanti

Arpa Piemonte ha dovuto intervenire, con una certa frequenza, a seguito del ritrovamento di sorgenti di radiazioni ionizzanti nel territorio. Il coinvolgimento dell'Agenzia in questa attività straordinaria, ma che tuttavia presenta una certa continuità, deriva da un preciso obbligo di legge (art.23 del D. Lgs. 230/95) che impone a chiunque trovi una sorgente di radiazioni ionizzanti l'immediata comunicazione all'autorità di pubblica sicurezza. In questi casi, l'attivazione delle procedure di emergenza previste dalle Prefetture determinano di conseguenza il coinvolgimento dell'Arpa. Capita anche, talvolta, che Arpa venga coinvolta direttamente da coloro i quali hanno trovato la sorgente (ditte o, molto più raramente, privati cittadini) o dalle forze dell'ordine e/o i Vigili del Fuoco. I tecnici Arpa intervengono sempre per verificare l'effettiva presenza o meno di materiale radioattivo, effettuare le valutazioni dosimetriche e prescrivere particolari misure per la sicurezza radiometrica della popolazione e per le eventuali procedure di smaltimento, se necessario.

Un certo numero di interventi sono effettuati in seguito alla segnalazione da parte degli esercenti di impianti di incenerimento rifiuti, anch'essi ormai dotati (in molti casi) di rivelatori di radiazione a portale. In questi casi l'origine della contaminazione è da ricercarsi in rifiuti di origine ospedaliera, nella maggior parte dei casi contenenti tracce di I-131, un radionuclide a breve emivita (circa 8 giorni), utilizzato sia per scopi diagnostici

che terapeutici: in queste circostanze i rifiuti contaminati non necessitano di uno smaltimento particolare, ma è sufficiente uno stoccaggio temporaneo in sicurezza in attesa del decadimento fisico del radioisotopo.

Nella figura seguente sono riassunti i ritrovamenti avvenuti negli anni 2006-2009 (24, in totale), distinti per tipologia di rifiuto.

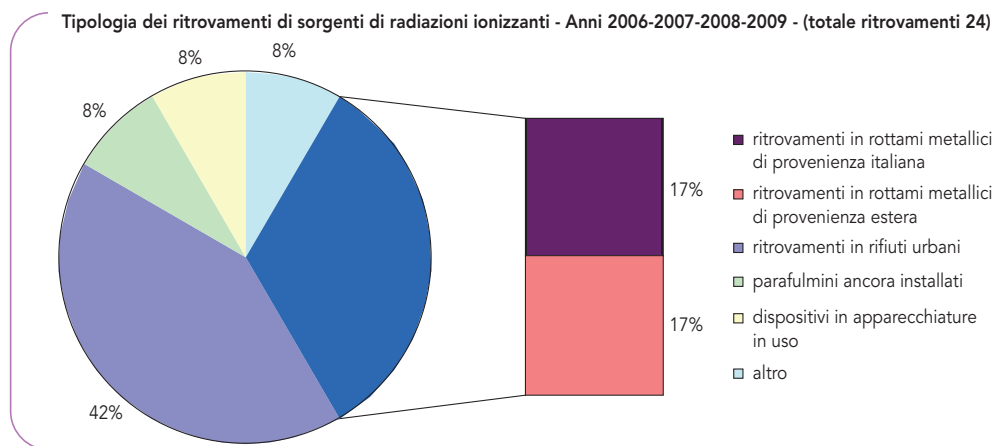


Figura 3.1

Distribuzione percentuale delle tipologie di sorgenti di radiazioni ionizzanti ritrovate negli anni 2006-2009.

3.2 Maggiori detentori di sorgenti radioattive sul territorio piemontese

Il Dipartimento Tematico Radiazioni di Ivrea ha da tempo costruito un database per la registrazione e la classificazione delle sorgenti di radiazioni ionizzanti detenute sul territorio piemontese. È lo stesso Dipartimento che ne cura l'alimentazione sulla base della documentazione in suo possesso e ai dati che, ai sensi di legge, vengono comunicati ad Arpa. In particolare, giungono all'Arpa, ai sensi dell'art. 22 del D.Lvo 230/95 e s.m.i., le istanze di chiunque decida di intraprendere una pratica con sorgenti di radiazioni ionizzanti (è infatti obbligatoria la comunicazione preventiva entro 30 giorni). Informazioni dirette sugli impieghi di radiazioni ionizzanti pervengono poi ad Arpa anche ai sensi degli artt. 27-29 dello stesso decreto, in quanto alcune Prefetture piemontesi si avvalgono della collaborazione tecnica dell'Arpa per il rilascio dei nulla osta di categoria B alla detenzione e utilizzo di sorgenti di radiazioni ionizzanti. La documentazione che finora è giunta ad Arpa è quindi notevole ma di difficile gestione per alcune carenze dei flussi informativi, in gran parte addebitabili a lacune di tipo legislativo. La mancata standardizzazione delle informazioni, la mancanza di alcuni dati essenziali per l'identificazione delle tipologie delle sorgenti, le mancata gestione delle frequenti modifiche alla ragione sociale dei detentori, il cambio del luogo di detenzione o la dismissione parziale delle sorgenti influenzano quindi in modo grave la precisione e l'attendibilità delle informazioni raccolte.

Tuttavia, con la recente uscita della Legge Regionale n° 5 del 18-02-2010 l'Arpa è stata ufficialmente incaricata di gestire l'archivio delle sorgenti detenute in Piemonte. I detentori dovranno quindi obbligatoriamente fornire all'Arpa un riepilogo annuale delle sorgenti da loro possedute. Si può dunque prevedere, nel prossimo futuro, un progressivo superamento delle attuali difficoltà e lacune. In particolare dovrebbe finalmente essere possibile aggiornare il database anche per quegli utilizzatori appartenenti al settore sanitario-ospedaliero per il quale finora la legge non prevedeva un ordinato flusso di dati verso Arpa.

Ad ogni modo, pur consapevoli della non assoluta precisione dei dati a nostra disposizione riportiamo comunque di seguito alcuni grafici (Figure 3.2, 3.3, 3.4, 3.5, 3.6 e 3.7) che, per quanto in modo non completamente preciso ed esaustivo, illustrano la tipologia e l'attività delle sorgenti detenute in Piemonte. I dati sono stati raggruppati per provincia, accorpando in alcuni casi quelli di province limitrofe. Si ricorda che per le province di Vercelli e Alessandria non sono stati considerati i radionuclidi presenti all'interno degli impianti nucleari illustrati nel precedente capitolo o dei grossi depositi (Sorin Biomedica - Saluggia, VC- e ex-Controlsonic - Tortona, AL-).

Tipologia e attività delle sorgenti maggiormente detenute nelle provincie di Alessandria e Asti

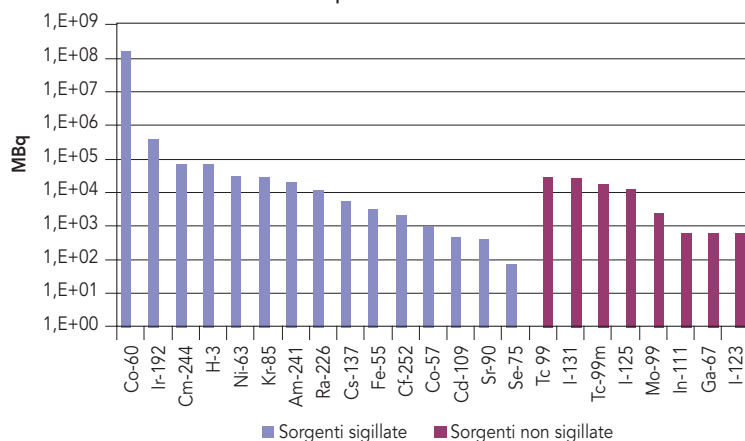


Figura 3.2

Sorgenti detenute nelle provincie di Alessandria e Asti al netto dei radionuclidi contenuti negli impianti nucleari o nei grossi depositi - DATI PARZIALI

Tipologia e attività delle sorgenti maggiormente detenute in provincia di Biella

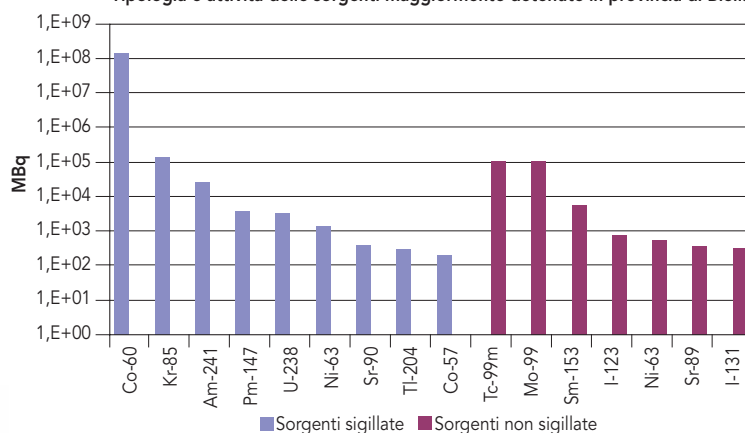


Figura 3.3

Sorgenti detenute nella provincia di Biella - DATI PARZIALI

Tipologia e attività delle sorgenti maggiormente detenute nella provincia di Cuneo

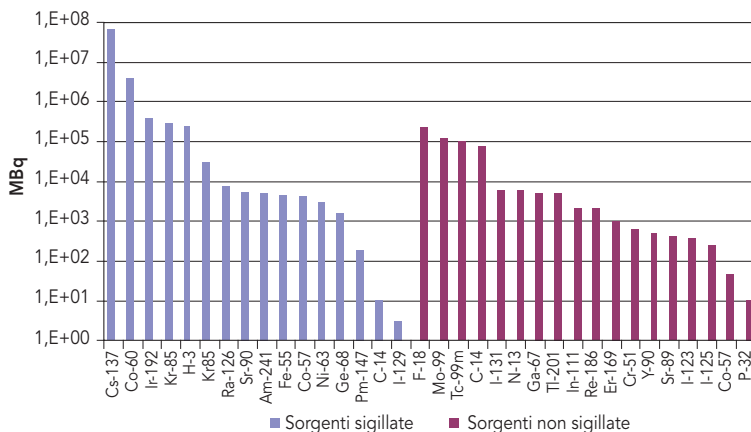


Figura 3.4

Sorgenti detenute nella provincia di Cuneo – DATI PARZIALI.

Tipologia e attività delle sorgenti maggiormente detenute nelle provincie di Novara e del Verbano Cusio Ossola

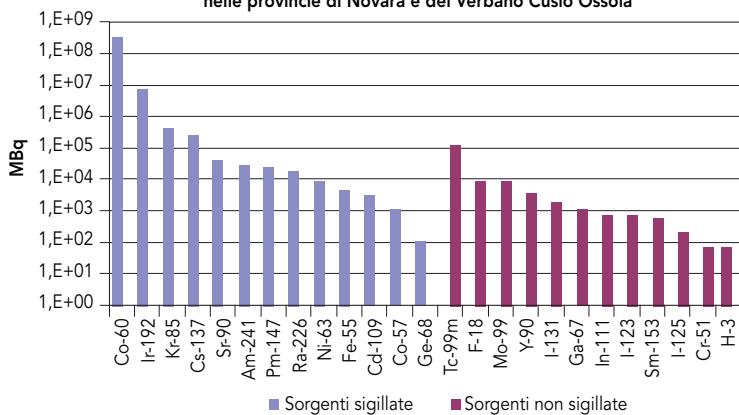


Figura 3.5

Sorgenti detenute nelle provincie di Novara e del Verbano Cusio Ossola – DATI PARZIALI.

Tipologia e attività delle sorgenti maggiormente detenute nella provincia di Torino

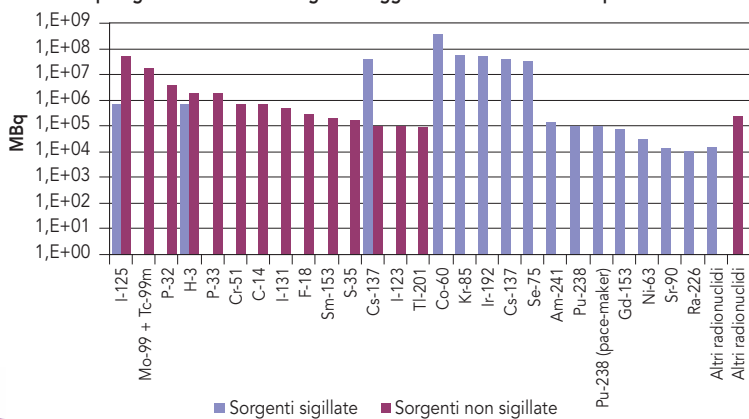
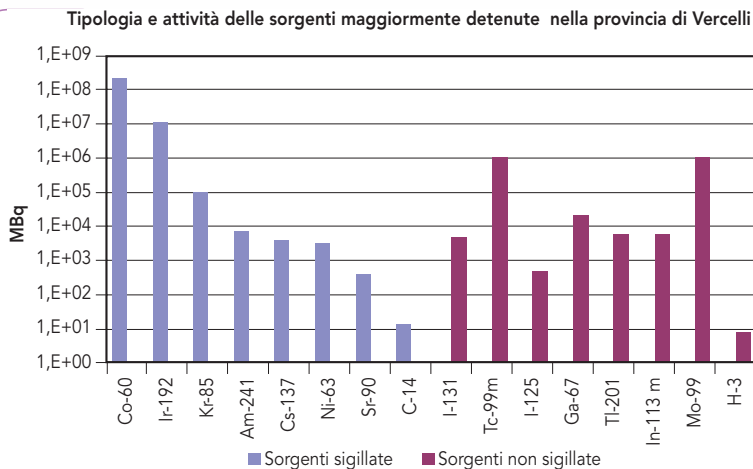


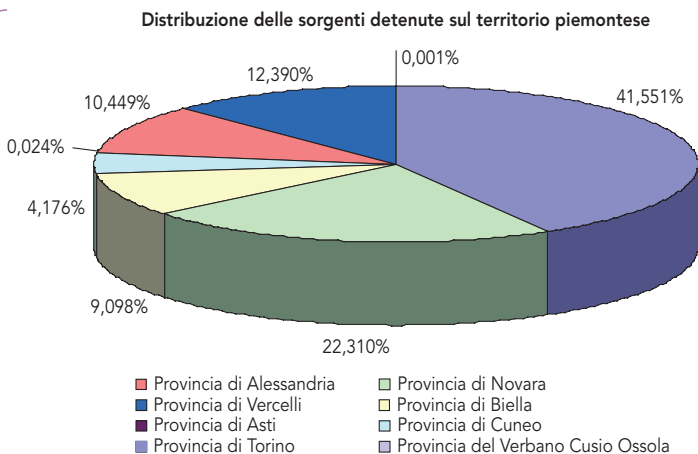
Figura 3.6

Sorgenti detenute nella provincia di Torino – DATI PARZIALI.

**Figura 3.7**

Sorgenti detenute nella provincia di Vercelli al netto dei radionuclidi contenuti negli impianti nucleari o nei grossi depositi - DATI PARZIALI.

In **Figura 3.8**, infine, è mostrata la suddivisione per provincia dell'attività complessiva delle sorgenti radioattive presenti nel territorio piemontese. Anche questo dato non considera la radioattività contenuta negli impianti nucleari e nei grossi depositi.

**Figura 3.8**

Distribuzione percentuale dell'attività delle sorgenti detenute sul territorio piemontese al netto degli impianti nucleari e dei grossi depositi.

4 Valutazioni dosimetriche

La **dose** è la grandezza che descrive gli **effetti delle radiazioni ionizzanti** sugli organismi viventi. Il calcolo della dose è complicato perché deve tener conto delle diverse vie di esposizione, del tipo di radiazione e dello specifico radionuclide. In questo capitolo sono presentate le **valutazioni dosimetriche** sia per la popolazione piemontese in generale che per la popolazione che vive in prossimità degli impianti nucleari presenti sul territorio.

4.1 Generalità

Dal momento che i danni che si manifestano in seguito all'esposizione alle radiazioni ionizzanti dipendono dalla quantità di energia depositata dalla radiazione ionizzante in un determinato volume, per quantificare gli effetti nocivi sugli organismi viventi e in particolare sull'uomo, si fa uso di una grandezza, detta dose, o più precisamente dose equivalente, che ha appunto le dimensioni di un'energia nell'unità di massa. L'unità di misura di questa grandezza è il Sv, pari a 1 J/kg. Per esprimere in maniera sintetica l'effetto di un campo di radiazioni complesso che interessa in modo disomogeneo i vari organi che compongono il corpo umano si fa poi uso di un'altra grandezza, la *dose efficace*, che è un'estensione del concetto di dose e che tiene conto complessivamente dei diversi tipi di radiazione e della diversa radiosensibilità dei tessuti del corpo umano. In parole semplici la dose efficace altro non è che la dose ponderata sia sul tipo e sull'energia delle radiazioni che sulla radiosensibilità dell'organo bersaglio della radiazione. La *dose efficace* è dunque la grandezza fisica a cui si riferiscono i limiti di legge. In particolare, il D.Lvo 230/95 e ss.mm.ii. fissa un limite di 1 mSv/anno per i membri della popolazione: tale limite riguarda la sola radioattività di origine artificiale ed esclude dal computo anche le esposizioni mediche. In questa pubblicazione vengono riportate le stime della dose efficace complessivamente ricevuta dalla popolazione, con una particolare attenzione al contributo derivante dalle sorgenti artificiali. A questo proposito si farà riferimento a due differenti condizioni di esposizione:

- esposizione della popolazione piemontese nel suo insieme
- esposizione alla radioattività di origine artificiale del cosiddetto gruppo critico, cioè di quella porzione di popolazione che risiede nelle vicinanze dei siti nucleari.

Le modalità di calcolo e i presupposti per questi due casi sono evidentemente differenti e verranno quindi trattati in due distinti paragrafi. Un ultimo paragrafo sarà infine

dedicato al confronto tra la dose efficace per la popolazione in generale e per la popolazione che vive in prossimità dei siti nucleari (gruppi critici).

4.2 Dose alla popolazione piemontese

Il calcolo della dose efficace media alla popolazione deve tener conto di tutti possibili contributi. In generale si è soliti distinguere 3 diverse vie di esposizione:

- i) ingestione ii) inalazione iii) irraggiamento

Per ciascuna di queste vie è quindi necessario procedere a un calcolo o a una stima.

4.2.1 Dose da ingestione

La dose da ingestione di alimenti contaminati da radionuclidi artificiali è stata calcolata tenendo conto dei risultati ottenuti nell'analisi radiometrica degli alimenti che compongono la dieta. Sono state quindi fatte le seguenti assunzioni:

- sono stati considerati solo il Cs-137 e lo Sr-90: il Cs-137 in quanto è, attualmente, il radioisotopo artificiale più diffuso nell'ambiente, mentre lo Sr-90 perché, pur essendo presente in minor quantità, è chimicamente affine al Calcio e si concentra quindi in modo particolare nel latte, uno degli alimenti centrali per la dieta umana;
- è stato quindi calcolato il valore medio della concentrazione dei suddetti elementi radioattivi per ogni alimento, considerando solo i valori di concentrazione risultati superiori alla sensibilità strumentale (MAR); i valori ottenuti si possono così considerare delle sovrastime dell'effettiva concentrazione media;
- per tutti gli altri radioisotopi artificiali, per i quali non si è mai avuto un riscontro positivo (cioè superiore alla MAR) si è assunto un valore nullo;

Il calcolo della dose media annuale è quindi stato eseguito utilizzando la seguente formula:

$$E = \sum_i C_i \cdot Q_i \cdot k$$

dove E è la dose efficace,

C_i è la concentrazione del radionuclide nell' i -esimo alimento,

Q_i è la quantità dell' i -esimo alimento consumato in un anno da un individuo;

k è il coefficiente di conversione Sv/Bq per il radionuclide, riportato sul D.Lvo 230/95 e ss.mm.ii.

Seguendo l'approccio sopra descritto sono risultati rilevanti per i calcoli dosimetrici solamente il latte vaccino, la carne bovina e i funghi. I primi due alimenti per la loro importanza nella dieta umana, i funghi per il relativamente elevato contenuto di Cs-137 rispetto agli altri alimenti.

Nel caso del latte è stata effettuata una valutazione separata per il latte di cascina (latte vaccino crudo) e per il latte di centrale (latte pastorizzato fresco). Il primo contiene in genere una quantità maggiore di radioattività, in quanto i bovini in questo tipo di allevamenti si nutrono più frequentemente di foraggio fresco, spesso prodotto in aree montane dove la ricaduta radioattiva di Chernobyl è stata più massiccia.

Per i consumi medi annuali degli alimenti è stato fatto riferimento alla dieta media proposta da UNSCEAR ^[16] e riportata nella seguente tabella.

Tabella 4.1: Dieta media della popolazione utilizzata per i calcoli dosimetrici ^[16].

Classe di popolazione	Consumi medi annuali kg/anno		
	Lattanti < 1 anno	Bambini 7-12 anni	Adulti >17 anni
latte e derivati	120	110	105
carne	15	35	50
cereali	45	90	140
vegetali freschi	20	40	60
frutta	60	110	170
pesce	5	10	15
acqua e bevande	150	350	500

Di seguito sono quindi riportati i risultati delle valutazioni dosimetriche ottenuti con la metodologia sopra descritta per i bambini (con età inferiore a 1 anno) e per gli adulti.

Nei calcoli dosimetrici, per quanto concerne lo Sr-90, i cui valori estremamente bassi sono ormai prossimi alla sensibilità strumentale, sono stati utilizzati per le stime relative agli anni 2008 e 2009 i dati raccolti in precedenza. La stima della dose totale (Cs-137 + Sr-90) è stata ottenuta sommando al contributo del Cs-137 quello dello Sr-90 relativo al latte vaccino crudo.

Tabella 4.2: Dose da ingestione di alimenti contaminati da Cs-137 e Sr-90 per i lattanti (< 1 anno).

Alimento	Consumo coeff.		Cs-137 Bq/kg				Dose efficace mSv/anno			
	kg/anno	Sv/Bq	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Carne bovina	15	9,60E-09	2,253	0,990	1,240	0,247	3,24E-04	1,43E-04	1,79E-04	3,56E-05
Latte vaccino crudo	120	9,60E-09	0,473	0,573	1,336	1,455	5,45E-04	6,60E-04	1,54E-03	1,68E-03
Latte vaccino pastorizzato fresco	120	9,60E-09	0,226	0,143	0,111	0,183	2,60E-04	1,65E-04	1,28E-04	2,11E-04
Alimento	Consumo coeff.		Sr-90 Bq/kg				Dose efficace mSv/anno			
	kg/anno	Sv/Bq	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Latte vaccino crudo	120	4,70E-08	0,045	0,061	0,045	0,050	2,54E-04	3,44E-04	2,54E-04	2,84E-04
Latte vaccino pastorizzato fresco	120	4,70E-08	0,034	0,046	*	0,04	1,92E-04	2,59E-04	*	2,26E-04
Totale Cs-137 + Sr-90							1,12E-03	1,15E-03	1,97E-03	2,00E-03
Limite di non rilevanza radiologica mSv								1,00E-02		
Limite dose efficace mSv/anno								1,00E+00		

Tabella 4.3: Dose efficaci da ingestione di alimenti contaminati da Cs-137 e Sr-90 per gli adulti (> 17 anni).

Alimento	Consumo coeff.		Cs-137 Bq/kg				Dose efficace mSv/anno			
	kg/anno	Sv/Bq	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Carne bovina	50	1,30E-08	2,253	0,99	1,24	0,247	1,46E-03	6,44E-04	8,06E-04	1,61E-05
Latte vaccino crudo	105	1,30E-08	0,612	0,676	1,8	1,455	8,35E-04	9,23E-04	2,46E-03	1,99E-03
Latte vaccino pastorizzato fresco	105	1,30E-08	0,226	0,143	0,111	0,183	3,08E-04	1,95E-04	1,52E-04	2,50E-04
Funghi	1	1,30E-08	50	70	26	23,3	6,50E-04	9,10E-04	3,38E-03	3,03E-04
Alimento	Consumo coeff.	Sr-90 Bq/kg				Dose efficace mSv/anno				
	kg/anno	Sv/Bq	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Latte vaccino crudo	105	2,80E-08	0,045	0,061	0,045	0,050	1,32E-04	1,79E-04	1,32E-04	1,48E-04
Latte vaccino pastorizzato fresco	105	2,80E-08	0,034	0,046	*	0,04	1,00E-04	1,35E-04	*	1,18E-04
Totale Cs-137 + Sr-90							3,08E-03	2,66E-03	3,73E-03	2,60E-03
Limite di non rilevanza radiologica mSv								1,00E-02		
Limite dose efficace mSv/anno								1,00E+00		

Come si osserva dalle tabelle, la dose efficace da ingestione di radionuclidi artificiali è dell'ordine di qualche $\mu\text{Sv}/\text{anno}$, cioè estremamente bassa, circa tre-quattro ordini di grandezza inferiore al limite di $1 \text{ mSv}/\text{anno}$ imposto dalla normativa e quasi un ordine di grandezza inferiore al limite di non rilevanza radiologica ($10 \mu\text{Sv}/\text{anno}$). Assai più consistente è il contributo dovuto all'ingestione di radionuclidi di origine naturale (K-40 e radionuclidi delle famiglie radioattive di U-238 e Th-232), per i quali però non si applica il limite di legge di $1 \text{ mSv}/\text{anno}$: per essi si può infatti stimare un contributo $0,304 \text{ mSv}/\text{anno}$ ^[17].

4.2.2 Dose da inalazione

Il sistematico monitoraggio della radioattività in atmosfera (vedasi di [paragrafo 1.1.1](#) Dose gamma in aria e [paragrafo 1.1.2](#) Particolato atmosferico), permette di escludere significative presenze di radionuclidi artificiali. Ne consegue che la componente artificiale della dose da inalazione è insignificante ($< 1 \text{ nSv}/\text{anno}$, almeno 4 ordini di grandezza inferiore al limite di non rilevanza radiologica) e dunque può senz'altro essere trascurata. Diverso è il discorso per la radioattività naturale. Infatti il radon, gas radioattivo discendente dall'Uranio-238, liberandosi dal terreno e dai materiali da costruzione, si disperde in atmosfera e tende ad accumularsi nei luoghi chiusi, specialmente se poco aerati. Decadendo, genera inoltre alcuni radionuclidi (figli) che attaccandosi al particolato vengono inalati e trattenuti nell'apparato respiratorio. Ciò determina un contributo di dose assai variabile (i livelli di radon sono assai differenti da ambiente a ambiente) ma comunque considerevole: si può infatti stimare un valore medio di $1,49 \text{ mSv}/\text{anno}$. Va ricordato che anche per il radon, facendo parte della radioattività naturale, non si applica il limite di dose annuo di 1 mSv . Lo studio del radon, per la sua importanza e peculiarità, costituisce un settore a sé stante della radioattività naturale e non verrà quindi trattato in dettaglio in questo rapporto: si rimanda per approfondimenti a specifiche pubblicazioni ^[18].

4.2.3 Dose da irraggiamento

Anche il principale contributo alla dose da irraggiamento è addebitabile ai radionuclidi naturali contenuti nel suolo. Una quota di norma inferiore ma apprezzabile e che aumenta con l'altitudine, è dovuta all'irraggiamento diretto dei raggi cosmici. Anche il Cs-137, depositatosi sul suolo in seguito all'incidente di Chernobyl e tuttora presente, contribuisce all'irraggiamento anche se, in generale, in misura assai più contenuta. Uno specifico studio sulla dose gamma da irraggiamento sviluppato da Arpa ha permesso di stimare in 0,779 mSv/anno l'irraggiamento medio di origine naturale (radionuclidi + raggi cosmici) e in 0,074 mSv/anno quello addebitabile al solo Cs-137 ^[1].

4.2.4 Dose efficace totale

La somma dei contributi (medi) della dose da ingestione, da inalazione e da irraggiamento fornisce la dose efficace totale media che può essere attribuita alla popolazione piemontese. Nella tabella e nelle figure seguenti sono riportati i risultati della dose efficace annuale dovuta alle tre vie di esposizione, distinguendo tra radioattività artificiale e naturale.

I valori presentati non si riferiscono a una particolare classe di età, ma a un generico individuo: laddove erano infatti disponibili stime differenziate per classi di età è stato preso come rappresentativo il valore più alto.

Sia nella **Tabella 4.4** che in **Figura 4.1** è stata aggiunta anche la dose media dovuta a esposizioni per scopi medici: si tratta come si vede di un valore importante, 1,178 mSv/anno, il 31% della dose complessiva, che raggiunge i 3,828 mSv/anno.

Scorporando il contributo dovuto alle esposizioni mediche, si ottiene una dose efficace media di 2,65 mSv/anno, in grandissima parte dovuta alla componente naturale (97%) con il residuo 3% di origine artificiale (pari a 0,077 mSv/anno) attribuibile quasi esclusivamente al solo irraggiamento dal suolo del Cs-137 (si veda **Figura 4.2**). In **Figura 4.3** è infatti mostrata la suddivisione del contributo artificiale nelle sue 3 componenti principali:

- irraggiamento da Cs-137 nel suolo (96%);
- ingestione Cs-137 (3,6%);
- ingestione Sr-90 (0,4%).

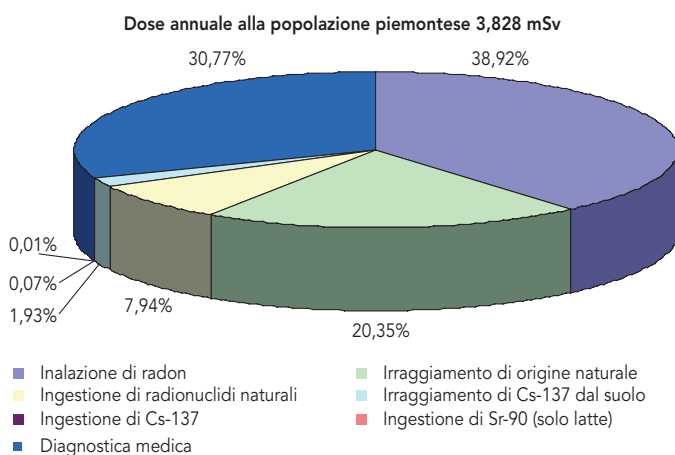


Figura 4.1

Contributo delle varie vie di esposizione alla dose annuale alla popolazione piemontese.

Tabella 4.4: Dose media annuale alla popolazione piemontese dovuta alle varie vie di esposizione.

Vie di esposizione	mSv/anno	Fonte dei dati
Inalazione di radon	1,49	Dossier ENEA
Irraggiamento di origine naturale	0,779	Arpa Piemonte
Ingestione di radionuclidi naturali	0,304	Dossier ENEA
Irraggiamento di Cs-137 dal suolo	0,074	Arpa Piemonte
Ingestione di Cs-137	0,0029	Arpa Piemonte
Ingestione di Sr-90 (solo latte)	0,0003	Arpa Piemonte
Irraggiamento da nube contaminata	tascurabile	-
Inalazione di Cs-137	tascurabile	-
Diagnostica medica	1,178	Dossier ENEA
totale	3,828	

Dose annuale alla popolazione piemontese senza esposizioni mediche 2,650 mSv

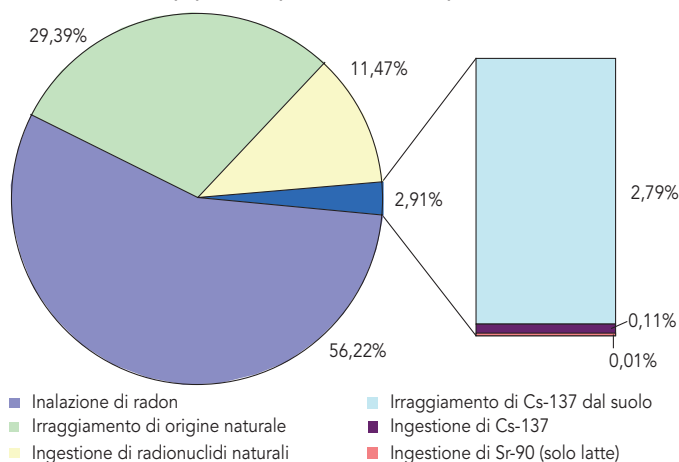


Figura 4.2

Contributo delle varie vie di esposizione alla dose annuale alla popolazione piemontese. Non sono state considerate le esposizioni a scopo medico e sono evidenziati i contributi della radioattività di origine artificiale.

Dose annuale alla popolazione piemontese da radionuclidi artificiali 0,077 mSv

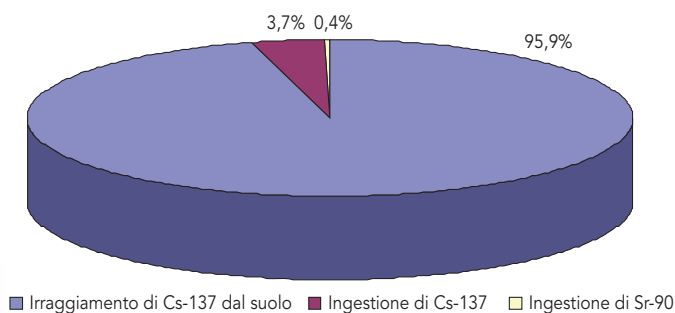


Figura 4.3

Contributo dei diversi radionuclidi e delle varie vie di esposizione alla dose annuale alla popolazione piemontese da radionuclidi artificiali.

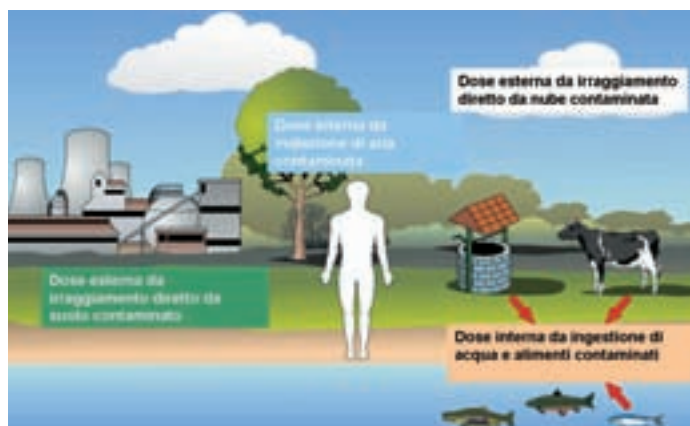
4.3 Dose ai gruppi critici della popolazione

Come già esposto in precedenza, la normativa vigente fissa, per l'esposizione a radiazioni di origine artificiale, il limite di *dose efficace E* per gli individui della popolazione in 1 mSv/anno e in 10 μ Sv/anno il *limite per la non rilevanza radiologica*, soglia al di sotto della quale si può ritenere del tutto trascurabile l'impatto radiologico. Sulla base dei risultati delle misure effettuate nell'ambito delle reti di monitoraggio dei siti nucleari è possibile calcolare la *dose efficace* per i *gruppi critici* della popolazione.

La stima della *dose efficace* deve necessariamente tenere conto di tutte le possibili vie di esposizione – *vie critiche* – per tutti gli individui dei *gruppi critici*. Vanno pertanto valutati tre contributi specifici: esposizione esterna, ingestione e inalazione.

Gli effluenti liquidi e gassosi, immessi nell'ambiente secondo le rispettive formule di scarico, sono responsabili della eventuale contaminazione delle matrici ambientali: acqua superficiale, sedimenti fluviali, suolo, acqua di falda, particolato atmosferico. Possono inoltre essere responsabili in maniera diretta della contaminazione delle matrici alimentari (ad esempio attraverso la deposizione al suolo della contaminazione presente in aria).

La contaminazione delle matrici ambientali può trasferirsi alle matrici alimentari di produzione locale: pesce, latte, riso, ortaggi; può trasferirsi inoltre all'acqua potabile distribuita dagli acquedotti. Le matrici ambientali contaminate sono responsabili della dose da esposizione esterna e da inalazione, mentre le matrici alimentari contaminate sono responsabili della dose da ingestione.



Rappresentazione schematica delle vie critiche per un individuo appartenente al gruppo critico.

Per il calcolo della dose, conoscendo le specifiche degli impianti da monitorare, sono state assunte le seguenti ipotesi estremamente cautelative:

- sono stati considerati i contributi dei radionuclidi di riferimento (cioè quei radionuclidi che sono presenti negli scarichi degli impianti perché peculiari del loro ciclo produttivo), anche se al di sotto dei limiti di rivelabilità (MAR);
- per i radionuclidi il cui contributo agli scarichi è trascurabile è stato comunque considerato cautelativamente il contributo alla dose efficace con un fattore di peso pari a 0,1 (ad eccezione di Sr-90 per il quale il contributo è stato considerato integralmente, data l'elevata radiotossicità);

- le concentrazioni di Uranio misurate presso il sito di Bosco Marengo sono imputabili esclusivamente alle attività dell'impianto;
- gli individui della popolazione residente nei pressi degli impianti consumano esclusivamente produzioni locali.

È stata utilizzata per gli individui del *gruppo critico* la dieta media proposta da UNSCEAR già riportata nella precedente **Tabella 4.1** [16].

Pur assumendo le ipotesi estremamente cautelative sopra riportate, nel periodo 2006-2009 oggetto di questo rapporto, per tutti i siti nucleari piemontesi è sempre stato ampiamente rispettato non solo il limite di 1 mSv/anno per gli individui del *gruppo critico* ma anche il *limite di non rilevanza radiologica* di 10 μ Sv/anno. Per tutti i siti si ricava infatti un contributo di dose al *gruppo critico* di qualche μ Sv/anno. Di seguito viene presentato il dettaglio dei calcoli dosimetrici per ciascun sito.

SITO DI BOSCO MARENGO

In **Figura 4.4** è riportato l'andamento nel tempo della *dose efficace* presso il sito di Bosco Marengo ed in particolare nel grafico a torta sono rappresentati i contributi percentuali medi alla *dose efficace*, ad evidenziare che diversi comparti ambientali contri-

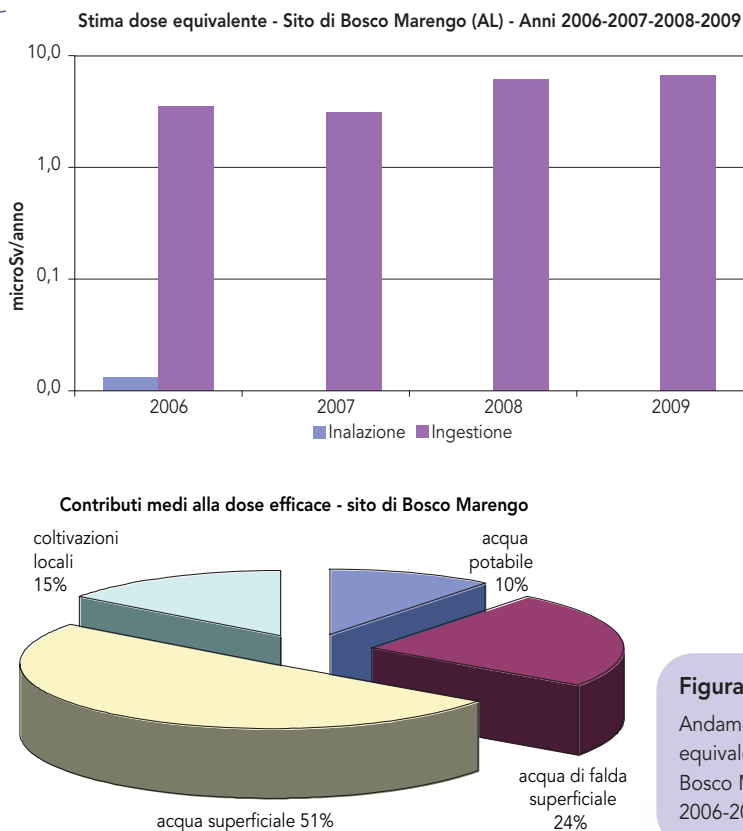


Figura 4.4

Andamento della dose equivalente presso il sito di Bosco Marengo nel periodo 2006-2009.

buiscono in maniera uniforme alla *dose efficace*. Si rammenta a tale proposito che l'Uranio è un elemento radioattivo naturale pressoché ubiquitario.

Il contributo da inalazione è stato valutato solo per l'anno 2006 quando, in occasione del trasferimento del combustibile fresco (si veda il [paragrafo 2.3.4](#)) sono state effettuate misure sul particolato atmosferico, mentre il contributo da irraggiamento è stato ritenuto trascurabile in relazione ai radionuclidi di interesse.

Analoghe considerazioni possono essere formulate per la tossicità chimica dell'Uranio.

SITO DI SALUGGIA

In [Figura 4.5](#) è riportato l'andamento nel tempo della dose efficace presso il sito di Saluggia ed in particolare nel grafico a torta sono rappresentati i contributi percentuali medi alla dose efficace, ad evidenziare che alcuni comparti ambientali – quali l'acqua potabile, il particolato atmosferico ed il suolo – forniscono un contributo trascurabile alla dose efficace. Si evidenzia inoltre che il contributo fornito dalla contaminazione dell'acqua di falda superficiale (vedasi il [paragrafo 2.4.3](#)) è confrontabile a quelli dell'acqua superficiale e del latte.

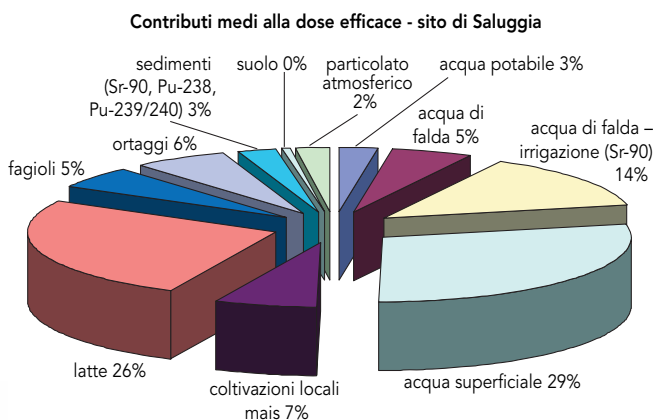
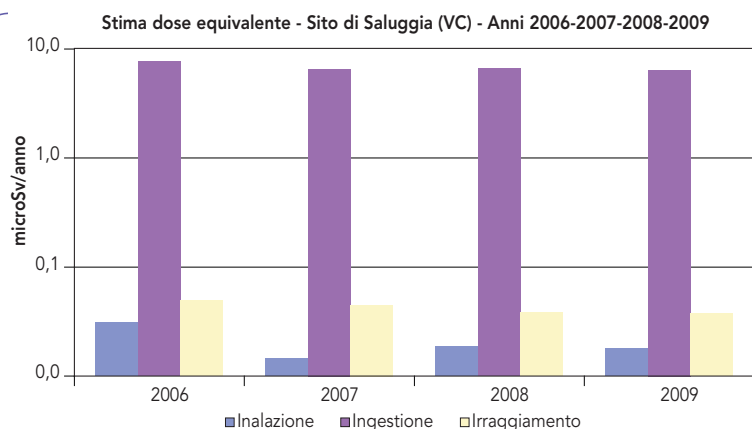


Figura 4.5

Andamento della dose efficace presso il sito di Saluggia nel periodo 2006-2009.

SITO DI TRINO

In **Figura 4.6** è riportato l'andamento nel tempo della dose efficace presso il sito di Trino ed in particolare nel grafico a torta sono rappresentati i contributi percentuali alla dose efficace, ad evidenziare che alcuni comparti ambientali – quali l'acqua potabile, l'acqua di falda superficiale, il particolato atmosferico ed il suolo – forniscono un contributo trascurabile alla dose efficace. Si evidenzia inoltre che il maggior contributo alla dose è fornito dal latte.

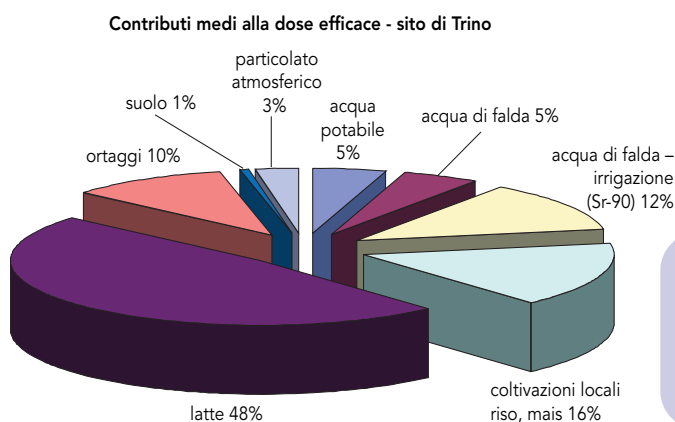
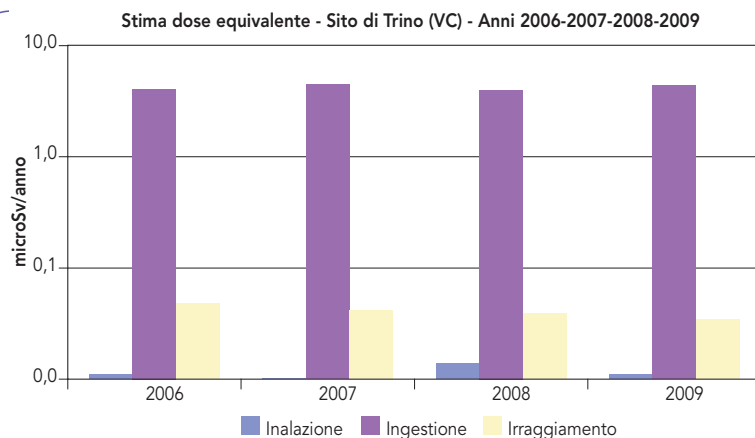


Figura 4.6

Andamento della dose efficace presso il sito di Trino nel periodo 2006-2009.

4.4 Confronto tra la dose alla popolazione nel suo insieme e la dose ai gruppi critici

Dal confronto dei risultati delle stime dosimetriche effettuate per la popolazione piemontese nel suo insieme e il gruppo critico costituito dai cittadini che risiedono nelle vicinanze delle installazioni nucleari si possono ricavare alcune interessanti considerazioni.

Limitandosi infatti al contributo della sola radioattività di origine artificiale, si può vedere infatti che la dose media da radioattività artificiale per il cittadino piemontese medio

risulta essere di circa $77 \mu\text{Sv}/\text{anno}$ (Tabelle 4.3 e 4.4), un valore decisamente più elevato (di circa un ordine di grandezza) di quello che si calcola per i gruppi critici dei tre siti nucleari ($< 10 \mu\text{Sv}/\text{anno}$) come illustrato nel paragrafo precedente. Questo risultato, per certi versi sorprendente, è essenzialmente dovuto a due motivi:

- il contributo dovuto ai reflui rilasciati dai siti nucleari nell'ambiente circostante i siti stessi è assai contenuto e tende a confondersi con il contributo dovuto ai residui del fallout di Chernobyl;
- I valori di concentrazione di Cs-137 nei suoli misurati nell'ambito delle reti locali di monitoraggio sono inferiori al valore medio piemontese e non distinguibili dal contributo dell'incidente di Chernobyl; nella valutazione della dose da irraggiamento esterno, in via cautelativa, si è comunque attribuita agli impianti una frazione della dose dovuta al Cs-137 presente nei suoli, tenendo conto anche dei fattori di occupazione, delle vie critiche e della distribuzione della contaminazione.

Questo fatto può essere bene evidenziato anche da un confronto diretto tra le concentrazioni di radionuclidi di origine artificiale nelle matrici prelevate intorno ai siti nucleari e quelle rilevate in matrici analoghe, prelevate in altre zone del Piemonte (Figure 4.7 e 4.8). In genere si hanno concentrazioni simili, ma in alcuni casi quelle intorno ai siti nucleari sono persino leggermente inferiori.

Queste valutazioni indicano, in conclusione, che la presenza dei siti nucleari non è causa di un significativo aumento della dose efficace alla popolazione che vive nelle vicinanze degli impianti stessi.

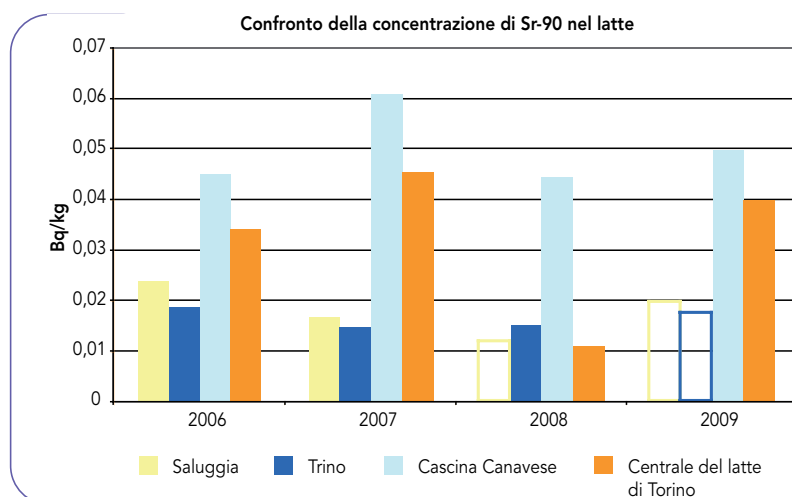


Figura 4.7

Concentrazione di Sr-90 nel latte prelevato vicino ai siti nucleari e nel latte prelevato in altre zone del Piemonte. Le concentrazioni risultate inferiori alla sensibilità strumentale sono state rappresentate con rettangoli trasparenti corrispondenti alla sensibilità stessa.

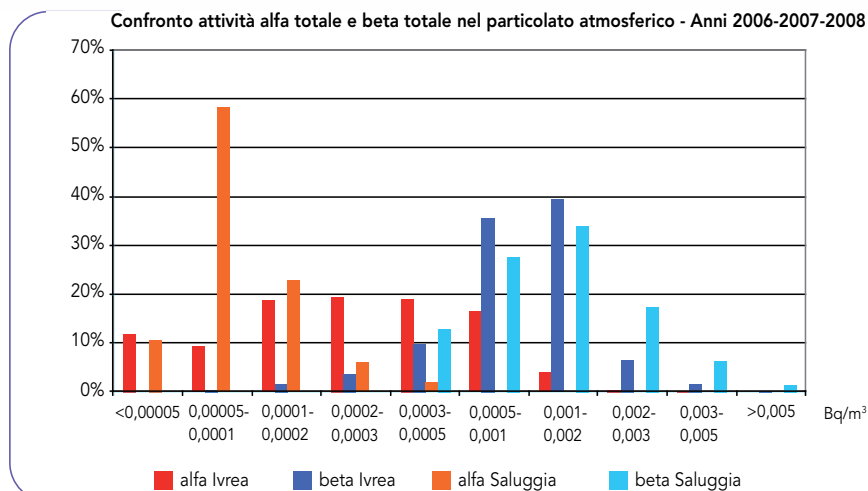


Figura 4.8

Distribuzione percentuale dell'attività alfa totale e beta totale nel particolato atmosferico prelevato a Ivrea e prelevato a Saluggia. Non si notano particolari differenze, a parte una distribuzione leggermente più larga per l'attività alfa misurata a Ivrea.

Bibliografia

- [1] M. Magnoni, M.C. Losana, S. Bertino, S. Procopio, "La dose γ in Piemonte a partire da dati di spettrometria γ su campioni di suolo: modelli di calcolo e costruzione di una mappa tramite il metodo del kriging", Atti del Convegno Nazionale "Dal monitoraggio degli agenti fisici sul territorio alla valutazione dell'esposizione ambientale", Villa Gualino, Torino, 29-31 ottobre 2003.
- [2] 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.
- [3] M. Magnoni, M.C. Losana, S. Bertino, B. Bellotto, R. Tripodi "Variazioni dei livelli di dose gamma ambientali registrati dalla rete gamma di allerta di Arpa Piemonte", Atti del quarto Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli agenti fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti", Vercelli, 24-27 marzo 2009.
- [4] Arpa Piemonte Dipartimento Subprovinciale di Ivrea - Area tematica Radiazioni Ionizzanti "Le conseguenze ambientali in Piemonte dell'incidente radiologico di Algeciras (Spagna, giugno 1998)".
- [5] A. Facchinelli, M. Magnoni "Radioattività ambientale e radiocontaminazione dei suoli piemontesi - Ricerca condotta negli anni 1993-95", Regione Piemonte - Assessorato all'ambiente - Collana Ambiente.
- [6] D. Bianchi, S. Gastaldo, G. Garbarino, M. Ghione, M.C. Losana, M. Magnoni, G. Rabbia "Radioattività delle acque potabili piemontesi: risultati dello screening alfa/beta totale e delle analisi di approfondimento", Atti del Congresso Nazionale di Radioprotezione AIRP, Pisa, 3-6 giugno 2008.
- [7] M.C. Losana, M. Magnoni, S. Bertino, B. Bellotto, R. Tripodi, M. Ghione, "Andamento del Cs-137 presente in matrici ambientali e alimentari piemontesi dall'incidente di Chernobyl ad oggi", Atti del convegno nazionale di radioprotezione AIRP La radioprotezione nella ricerca La ricerca in radioprotezione, Catania, 15-17 settembre 2005.
- [8] C. Brini, L. Sala, M. Magnoni, B. Bellotto, S. Bertino, M. Ghione, E. Serena, R. Tripodi, G. Garbarino "Monitoraggio della radioattività in matrici e indicatori ambientali prelevati nel territorio biellese (2006-2008)", Atti del quarto Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli agenti fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti", Vercelli, 24-27 marzo 2009.
- [9] L. Porzio, L. Albertone, A. Iacono, R. Olivetti, A. Scarcelli "I siti nucleari piemontesi: verifica dello stato radiologico ambientale all'avvio delle operazioni di decommissioning", Atti del Convegno Nazionale "Dal monitoraggio degli agenti fisici sul territorio alla valutazione dell'esposizione ambientale", Villa Gualino, Torino, 29-31 ottobre 2003.

- [10] Relazioni specifiche relative al monitoraggio e controllo degli impianti nucleari sul territorio piemontese, sito istituzionale dell'Agencia www.arpa.piemonte.it nella sezione Radiazioni Ionizzanti.
- [11] "Strategie di monitoraggio e controllo dei siti nucleari", sito istituzionale dell'Agencia www.arpa.piemonte.it nella sezione Radiazioni Ionizzanti.
- [12] L. Porzio, L. Albertone "Il monitoraggio radiologico ambientale dei siti nucleari piemontesi: le strategie di controllo", Atti del terzo Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli agenti fisici: dal monitoraggio alle azioni di risanamento e bonifica", Biella, 7-9 maggio 2006
- [13] L. Porzio, L. Albertone, A. Iacono, R. Olivetti, A. Scarcelli "Contaminazione da Sr-90 dell'acqua di falda intorno al sito nucleare di Saluggia (VC)", Atti del convegno nazionale di radioprotezione AIRP Sicurezza e qualità in Radioprotezione, Vasto, 1-3 ottobre 2007.
- [14] L. Porzio "Inquinamento da radionuclidi artificiali della falda superficiale presso il sito nucleare di Saluggia (VC): attività di monitoraggio radiologico svolte da Arpa Piemonte", Atti del quarto Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli agenti fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti", Vercelli, 24-27 marzo 2009.
- [15] L. Porzio, L. Albertone, A. Iacono, R. Olivetti, A. Scarcelli "Lo svuotamento della piscina di stoccaggio del combustibile nucleare irraggiato dell'impianto EUREX-SO.G.I.N. di Saluggia (Vc): azioni di monitoraggio e controllo di Arpa Piemonte", Atti del quarto Convegno Nazionale "Controllo ambientale degli agenti fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti", Vercelli, 24-27 marzo 2009.
- [16] UNSCEAR Report 2000 vol. I.
- [17] Dossier 1999 "La radioprotezione in Italia – La salvaguardia della popolazione e dell'ambiente", ENEA
- [18] Relazioni specifiche relative al monitoraggio del radon, sito istituzionale dell'Agencia www.arpa.piemonte.it nella sezione Radiazioni Ionizzanti e nella sezione Pubblicazioni.

Riferimenti normativi

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" coordinato con

- Decreto Legislativo 26 maggio 2000, n. 241 "Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM che stabilisce le norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i pericoli derivanti dalle radiazioni ionizzanti".
- Decreto Legislativo 26 maggio 2000, n. 187 "Attuazione della direttiva 97/43/EURATOM in materia di protezione sanitaria delle persone contro i pericoli delle radiazioni ionizzanti connesse ad esposizioni mediche".
- Decreto Legislativo 9 maggio 2001, n. 257 "Integrazione e correzione al D.Lvo n. 241/2000".

Decreto Legislativo 6 febbraio 2007, n. 52 "Attuazione della direttiva 2003/122/CE Euratom sul controllo delle sorgenti radioattive sigillate ad alta attività e delle sorgenti orfane".

Decreto Legislativo 20 febbraio 2009, n. 23 "Attuazione della direttiva 2006/117/Euratom, relativa alla sorveglianza e al controllo delle spedizioni di rifiuti radioattivi e di combustibile nucleare esaurito".

Decreto Legislativo 2 febbraio 2001, n. 31 "Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano".

Regione Piemonte "Linee guida per l'attuazione del D.lgs 2 febbraio 2001, n. 31 integrato dal D.lgs 2 febbraio 2002, n. 27".

Legge regionale 18 febbraio 2010 n. 5 "Norme sulla protezione dai rischi da esposizione a radiazioni ionizzanti".

Regolamento EURATOM n. 2218/89 del 18-07-1989 Integrazione al Reg. EURATOM n. 3954/87 "Livelli massimi ammissibili in prodotti alimentari e in alimenti per animali in seguito a incidenti o in caso di emergenza".

Regolamento EURATOM n. 770/90 del 29-03-1990 "Livelli massimi ammissibili in alimenti per animali in seguito a incidenti o in caso di emergenza".

Guidelines for drinking water quality, 3rd edition, Vol. 1, Recommendations, Geneva, OMS, 2004.

Glossario

Atomo	è il costituente fondamentale della materia ed è composto dal nucleo e dagli elettroni orbitali.
Attività	numero di trasformazioni nucleari spontanee di un radionuclide che si producono nell'unità di tempo; si esprime in Becquerel.
Becquerel (Bq)	unità di misura dell'attività; 1 Bq = 1 disintegrazione al secondo.
Campione	matrice (vedi glossario) sottoposta ad analisi
Combustibile nucleare	materiale fissile utilizzato per produrre energia in una centrale nucleare.
Combustibile nucleare irraggiato	combustibile nucleare dopo l'utilizzo in un reattore nucleare.
Contaminazione radioattiva	contaminazione di una matrice, di una superficie, di un ambiente di vita o di lavoro o di un individuo, prodotta da sostanze radioattive.
Decadimento	trasformazione spontanea di un nuclide instabile in un altro nuclide.
Decommissioning	insieme delle operazioni pianificate, tecniche e amministrative da effettuare su di un impianto nucleare al termine del suo esercizio al fine della sicurezza e protezione della popolazione e dell'ambiente, in funzione della destinazione finale dell'impianto e del sito.
Disintegrazione	vedi decadimento.
Dose assorbita	energia assorbita per unità di massa di materiale irraggiato; si esprime in Gy.
Dose efficace	somma delle dosi equivalenti nei diversi organi e tessuti del corpo umano moltiplicate per gli appropriati fattori di ponderazione (w_T); si esprime in Sv.
Dose efficace impegnata	somma delle dosi equivalenti impegnate nei diversi organi e tessuti risultanti dall'introduzione di uno o più radionuclidi, ciascuna moltiplicata per il fattore di ponderazione del tessuto w_T ; si esprime in Sv.
Dose equivalente	prodotto della dose assorbita media in un tessuto o organo per il fattore di ponderazione delle radiazioni; si esprime in Sv.
Dose equivalente impegnata	dose equivalente ricevuta da un organo o da un tessuto, in un determinato periodo di tempo, in seguito all'introduzione di uno o più radionuclidi; si esprime in Sv.
Equivalente di dose	vedere dose equivalente.

Fondo naturale di radiazioni	insieme delle radiazioni ionizzanti provenienti da sorgenti naturali, terrestri e cosmiche, sempre che l'esposizione che ne risulta non sia accresciuta in modo significativo da attività umane.
Formula di scarico	insieme delle prescrizioni per l'immissione controllata di radionuclidi nell'ambiente; è diversificata per effluenti aeriformi e liquidi.
Gray (Gy)	unità di misura della dose assorbita; $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$.
Gruppi di riferimento della popolazione (gruppi critici)	gruppi che comprendono persone la cui esposizione è ragionevolmente omogenea e rappresentativa di quella degli individui della popolazione maggiormente esposti, in relazione ad una determinata fonte di esposizione.
MAR (Minima Attività Rivelabile)	rappresenta il limite strumentale di rivelazione, cioè la minima quantità di radioattività che il sistema di misura è in grado di rivelare. Non è una quantità fissa, ma varia per ogni misura in funzione della quantità di campione analizzata, del suo contenuto complessivo di radioattività, del tempo di misura e delle caratteristiche chimico-fisiche della matrice
Matrice	alimento o elemento ambientale (suolo, particolato, sedimento, ...) la cui analisi è interessante ai fini del monitoraggio.
Notazione scientifica	$1\text{E}+01 = 1 \times 10^{+1} = 10$; $1\text{E}+00 = 1 \times 10^0 = 1$; $1\text{E}-02 = 1 \times 10^{-2} = 0,01$
Nuclide	atomo (o più correttamente nucleo dell'atomo) di un elemento chimico
Radioattività	fenomeno di emissione di energia da parte di nuclei atomici instabili sotto forma di particelle alfa, beta o radiazione fotonica.
Radionuclide	Nuclide (vedi glossario) energeticamente instabile e quindi radioattivo
Ricettività ambientale	attività degli effluenti, sia liquidi sia aeriformi, il cui scarico provoca nel gruppo di riferimento della popolazione un prestabilito livello di dose, tale da rispettare il limite di dose pertinente.
Sievert (Sv)	unità di misura della dose equivalente e della dose efficace; se il fattore di ponderazione della radiazione è uguale a uno, $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$. Sono suoi sottomultipli il milliSievert – $1 \text{ mSv} = 1\text{E}-03 \text{ Sv}$ – e il microSievert – $1 \text{ }\mu\text{Sv} = 1\text{E}-06 \text{ Sv}$.
Via critica	via di esposizione relativa al gruppo di riferimento della popolazione.

