



APAT

Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici

**ATTIVITÀ LAVORATIVE CON MATERIALI AD ELEVATO
CONTENUTO DI RADIOATTIVITÀ NATURALE
(NORM: NATURALLY OCCURRING
RADIOACTIVE MATERIALS)**

RTI CTN_AGF 3/2004

APAT
Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici
Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale

**Attività lavorative con materiali ad elevato contenuto di
radioattività naturale
(NORM: Naturally Occurring Radioactive Materials)**

Autori

Chiara Zampieri e Flavio Trotti (ARPA Veneto)

Co-autori

Barbara Dalzocchio e Giulia Svegliado (ARPA Veneto),
Silvia Bucci, Claudia Innocenti e Silvia Nava (ARPA Toscana),
Stefano Maggiolo (ARPA Liguria)

Responsabile di progetto APAT
Giancarlo Torri



Responsabile CTN_AGF
Sandro Fabbri

Informazioni legali

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Informazioni aggiuntive sull'argomento sono disponibili nel sito Internet (<http://www.sinanet.apat.it>)

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Stampato in Italia

Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici
Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48
00144 Roma

Centro Tematico Nazionale – Agenti Fisici
c/o ARPA Emilia-Romagna – Sezione Provinciale di Piacenza
Via XXI Aprile, 48
29100 Piacenza

RINGRAZIAMENTI

La realizzazione di questo lavoro è stata possibile grazie alla fattiva collaborazione nelle attività di raccolta dati, prelievi e analisi di campioni da parte di:

Donatella Desideri (Università di Urbino), Laura Gaidolfi (ARPA Emilia Romagna), Elena Caldognetto, Mauro Lanciai e Letizia Filipozzi (ARPA Veneto), Guogang Jia e Rita Ocone (APAT), Mauro Facchinelli (APPA Trento), Giovanni Colombo (ENI Spa – Div. Exploration & Production).

Anche le Associazioni di categoria hanno contribuito a questo lavoro fornendo utili informazioni e agevolando i rapporti tra gli autori e i propri associati e, in particolare:

Assofertilizzanti, Assopiasterelle Federacciai e Assomet.

Infine si ringraziano le singole Aziende e Società contattate per il loro proficuo apporto al progetto.

INDICE

INTRODUZIONE	1
1. BANCA DATI DELLE ATTIVITÀ LAVORATIVE LEGATE AI NORM	3
2. LAVORAZIONE DEI MINERALI FOSFATICI	5
2.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche.....	5
2.2 Censimento delle attività produttive in Italia	6
2.3 Concentrazione di attività nei materiali	6
2.4 Stima di dose alla popolazione (consumo di fertilizzanti).....	9
2.5 Depositi di fosfogesso	12
3. LAVORAZIONE DELLE SABBIE ZIRCONIFERE.....	14
3.1 Produzione di piastrelle.....	15
3.1.1 <i>Ciclo lavorativo e criticità radiologiche.....</i>	<i>15</i>
3.1.2 <i>Censimento delle attività produttive in Italia.....</i>	<i>17</i>
3.1.3 <i>Concentrazione di attività nei materiali.....</i>	<i>17</i>
3.2 Produzione di materiali refrattari.....	18
3.2.1 <i>Ciclo lavorativo e criticità radiologiche.....</i>	<i>18</i>
3.2.2 <i>Censimento delle attività produttive in Italia.....</i>	<i>19</i>
3.2.3 <i>Concentrazione di attività nei materiali.....</i>	<i>19</i>
3.2.4 <i>Stima di dose alla popolazione (produzione di refrattari).....</i>	<i>21</i>
4. LAVORAZIONE DEI MINERALI DI FERRO IN ACCIAIERIE A CICLO INTEGRALE	24
4.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche.....	24
4.2 Censimento delle attività produttive in Italia	25
4.3 Concentrazione di attività nei materiali	26
5. PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA – CENTRALI A CARBONE	27
5.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche.....	27
5.2 Censimento delle attività produttive in Italia	27
5.3 Concentrazione di attività nei materiali	28
5.4 Stima di dose alla popolazione (centrali a carbone).....	29
6. ESTRAZIONE DI PETROLIO E GAS NATURALE	30

6.1	Ciclo lavorativo e criticità radiologiche.....	30
6.2	Censimento delle attività produttive in Italia	31
6.3	Concentrazione di attività nei materiali	31
6.4	Raffinerie.....	33
7.	LAVORAZIONE DELLA BAUXITE	34
8.	ALTRE LAVORAZIONI	35
8.1	Miniere di uranio	35
8.2	Estrazione di stagno dai minerali.....	35
8.3	Lavorazioni al momento non indagate	35
	BIBLIOGRAFIA	36
	ALLEGATI.....	38
	Allegato A – <i>Inquadramento normativo</i>	39
	Allegato B – <i>Banca dati</i>	40
	Allegato C – <i>Ciclo lavorativo per la macinazione di sabbie zirconifere e per la smaltatura</i>	44
	Allegato D – <i>Valutazione d’impatto di una centrale a carbone mediante PC-CREAM</i>	46

INTRODUZIONE

Con NORM, acronimo di *Naturally Occurring Radioactive Materials*, si indicano i materiali generalmente non considerati radioattivi, ma che contengono radionuclidi naturali in concentrazioni superiori alla media della crosta terrestre. I NORM costituiscono la materia prima, il prodotto o il residuo della lavorazione in numerose attività industriali, nelle quali il rischio radiologico è generalmente incidentale in relazione al processo e non elevato in confronto a quello derivante dall'esposizione ad agenti chimici. È perciò necessario identificare e porre sotto sorveglianza tali processi industriali.

Le fonti di pressione ambientale relative ai NORM sono dunque le attività lavorative che implicano l'impiego, lo stoccaggio oppure la produzione di materiali e/o di residui che provocano un aumento della esposizione della popolazione a causa del contenuto di radioattività naturale.

Queste attività sono diventate recentemente anche oggetto della normativa italiana di protezione dalle radiazioni ionizzanti, come descritto nell'Allegato A (Decreto Legislativo n. 230/95 come modificato dal Decreto Legislativo n. 241/00). In particolare, il Decreto Legislativo 26 maggio 2000 n. 241 prevede l'esecuzione di controlli dell'esposizione alle radiazioni ionizzanti per un certo set di attività lavorative che implicano l'impiego o la produzione di NORM. Queste attività sono individuate nell'Allegato I-bis del D.L.vo 241/2000 (richiamato all'art.10 ter):

- industria che utilizza minerali fosfatici e depositi per il commercio all'ingrosso dei fertilizzanti;
- lavorazione di minerali nella estrazione di stagno, ferro-niobio da pirocloro e alluminio da bauxite;
- lavorazione di sabbie zirconifere e produzione di materiali refrattari;
- lavorazione di terre rare;
- lavorazione ed impiego di composti del torio (elettrodi per saldatura, produzione di lenti, reticelle per lampade a gas);
- produzione di pigmento al biossido di titanio;
- estrazione e raffinazione di petrolio e estrazione di gas.

Le informazioni qui presentate sono state raccolte a partire dal 2000 nell'ambito di una linea di attività, dedicata ai NORM, del progetto Centro Tematico Nazionale Agenti Fisici (CTN-AGF), promosso dall'ex-ANPA (oggi APAT) e realizzato da una compagine di Agenzie Ambientali Regionali/Provinciali coordinata da ARPA Veneto.

L'obiettivo finale del lavoro è quello di valutare l'impatto radiologico sull'ambiente causato dalle attività produttive che impiegano o producono NORM presenti sul territorio nazionale, attraverso la creazione e il popolamento di una banca dati con le tipologie di lavorazioni interessate, le informazioni sulla localizzazione e sul dimensionamento degli impianti e sui cicli lavorativi e con i valori di riferimento delle concentrazioni di attività delle materie prime usate, dei prodotti e dei residui generati durante il ciclo produttivo delle lavorazioni considerate.

Le attività finora svolte hanno visto la predisposizione di standard informativi ad hoc, che sono stati spediti, attraverso le rispettive Associazioni di categoria, alle aziende interessate dalla raccolta di informazioni specifiche, la misura della concentrazione di attività (attraverso spettrometria gamma e analisi di radiochimica) su alcuni campioni prelevati in diverse aziende, l'elaborazione dei dati sperimentali e bibliografici allo

scopo di stimare la dose efficace collettiva alla popolazione, attraverso l'utilizzo di un modello semplificato ovvero di un software dedicato.

Le lavorazioni indagate sono state selezionate fra quelle previste nell'Allegato I-bis del D.L.vo 241/00 sulla base della rilevanza del rischio radiologico e dell'importanza economica per il territorio nazionale; a queste è stata aggiunta la produzione di energia elettrica nelle centrali a carbone, che produce come residuo ceneri usate nei materiali edili. Si è inoltre deciso di trattare anche la lavorazione del minerale di ferro, metallo non compreso fra quelli menzionati dall'Allegato I-bis.

I risultati fin qui raggiunti sono molto buoni, ma richiedono un ulteriore sforzo riguardante soprattutto la raccolta dei dati che caratterizzano nel dettaglio le attività lavorative considerate; per il completamento di tale ricognizione è necessario vincere le resistenze delle singole aziende alla divulgazione di dati considerati sensibili in un quadro legislativo non ben definito.

1. BANCA DATI DELLE ATTIVITÀ LAVORATIVE LEGATE AI NORM

La banca dati delle attività lavorative legate all'uso e/o alla produzione di NORM è stata creata per contenere informazioni adeguate allo scopo di caratterizzare la pressione ambientale delle suddette attività lavorative e di fornire dati di input per stime d'impatto radiologico.

La banca dati è stata costruita in Access 2000, con tabelle e maschere d'inserimento dati e sarà popolata con i dati provenienti dalla raccolta degli standard informativi consegnati alle aziende, individuate attraverso le rispettive Associazioni di categoria, e con i risultati delle misure fatte in campioni specifici.

Le tabelle fanno riferimento a tre gruppi principali d'informazioni:

- le tabelle del primo gruppo sono predisposte per contenere i dati anagrafici e le caratteristiche delle aziende e degli stabilimenti;
- le tabelle del secondo gruppo contengono i dati relativi a tipologia, quantitativi e caratteristiche delle materie prime (minerali fosfatici, sabbie zirconifere, bauxite...), dei prodotti (fertilizzanti, materiali refrattari, alluminio...) e dei residui (polveri, fanghi e acque di scarico), oltre che i dati tecnici delle emissioni (per esempio: temperatura, altezza e portata dei camini);
- le tabelle del terzo gruppo sono organizzate per contenere le concentrazioni di attività della catena dell'uranio (^{238}U), della catena del torio (^{232}Th) e del potassio (^{40}K) nei materiali (materie prime, prodotti e residui) usati o prodotti durante il ciclo lavorativo sulla base di campagne di misure condotte in aziende selezionate.

In Figura n. 1.1 sono mostrate le tabelle che costituiscono la banca dati e le relative relazioni tra esse; in particolare la tabella principale è quella degli "Stabilimenti": ad ogni stabilimento sono associati i dati anagrafici, le caratteristiche della ditta d'appartenenza, dei camini, i dati quantitativi delle materie prime usate, della produzione e dei residui associati.

La tabella "Concentrazione di attività" è invece legata ai vari tipi di materiali usati e/o prodotti in azienda, suddivisi in materie prime, prodotti e residui; per ogni materiale è dato il valore d'attività dei radionuclidi principali misurati, permettendo quindi una caratterizzazione radiologica per materiale.

La banca dati è stata corredata anche di maschere d'inserimento dati per facilitarne l'utilizzo sia in termini d'inserimento che di estrazione delle informazioni archiviate (Allegato B). In Figura 1.2 è presentata la maschera iniziale di accesso alla banca dati.

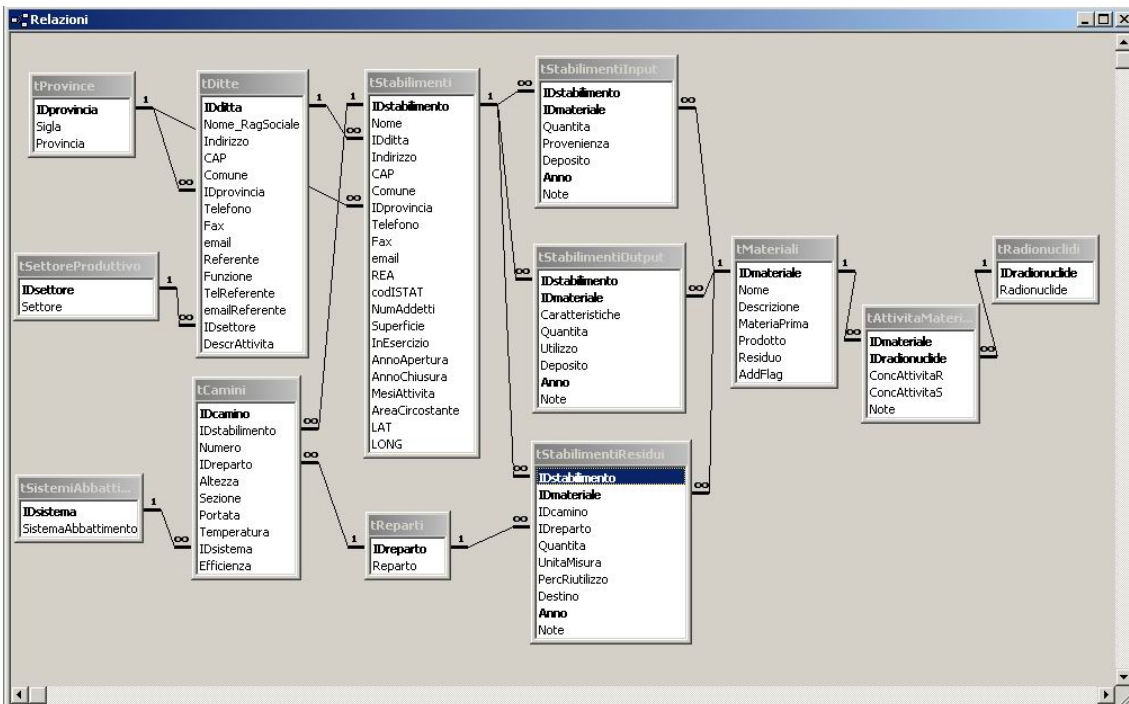


Figura n. 1.1: Relazioni tra le tabelle della banca dati



Figura n. 1.2: Maschera di apertura della banca dati. Attraverso questo menù è possibile accedere alle varie maschere di inserimento dati.

2. LAVORAZIONE DEI MINERALI FOSFATICI

2.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche

La lavorazione dei minerali fosfatici viene fatta da industrie che producono acido fosforico e fertilizzanti, attraverso vari cicli lavorativi, come descritto dallo schema in Fig. 2.1.

L'impatto radiologico dell'industria dei fertilizzanti è connesso con l'elevata concentrazione di ^{238}U presente nelle fosforiti (consueti minerali di partenza, costituiti da fosfati di calcio) e nei loro derivati [1].

Le lavorazioni più critiche, a causa della formazione di residui e sottoprodotti radioattivi come i fosfogessi, sono la produzione di acido fosforico per via umida, alcuni tipi di attacco nitrico delle fosforiti nonché la produzione di fosforo elementare per via termica. Vanno anche monitorate la produzione di perfosfati e la produzione di fertilizzanti composti in generale.

Un altro aspetto da indagare è l'impiego in agricoltura dei prodotti finiti caratterizzati da concentrazioni variabili di uranio e dei suoi discendenti.

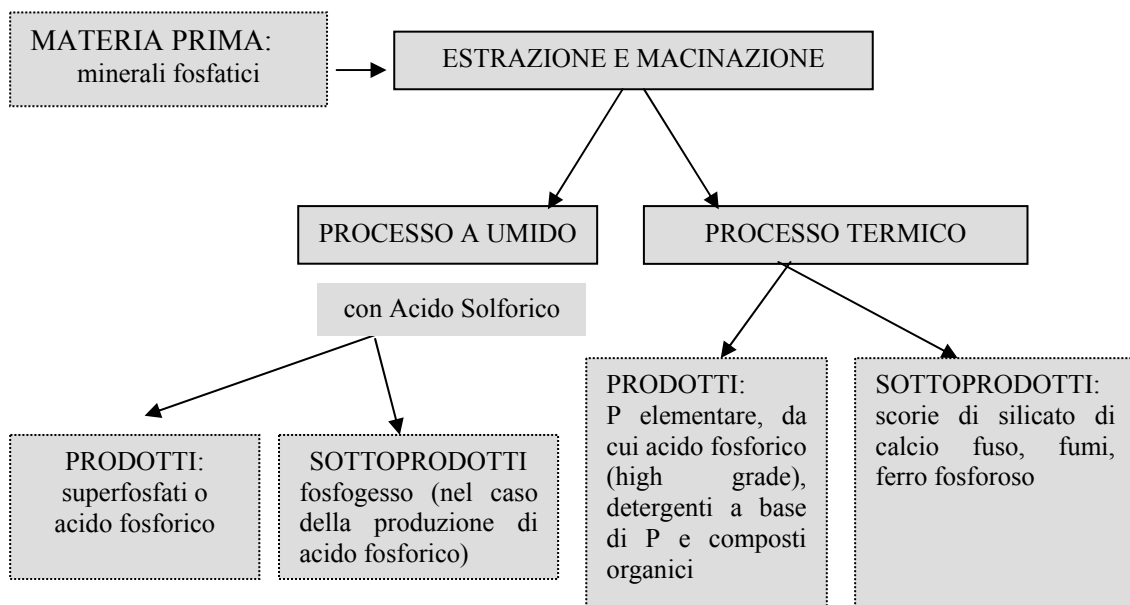


Figura n. 2.1: Schema a blocchi dei processi lavorativi dell'industria dei minerali fosfatici.

Da segnalare che l'industria dei fertilizzanti è contemplata dalla Direttiva 96/61/CE (IPPC, Integrated Pollution and Prevention Control), la quale prevede che vengano fatte misure per la riduzione dell'inquinamento di una lista di attività lavorative considerate prioritarie in base al loro impatto ambientale.

2.2 Censimento delle attività produttive in Italia

Assofertilizzanti è la principale associazione di categoria in Italia con una rappresentatività di circa il 97% della produzione e della distribuzione dei fertilizzanti. Secondo i dati forniti da Assofertilizzanti sui suoi associati, in Italia vi sono circa 50 aziende che producono fertilizzanti semplici fosfatici, semplici potassici e complessi, ma solo 17 di queste sono produttori principali.

Tra questi ultimi, 3 aziende producono superfosfato attraverso reazioni bilanciate tra fosforiti e acido solforico; non vi è più, invece, alcuna ditta che utilizza il processo termico, anche se diversi impianti del genere hanno operato in passato [2].

Nel 2002 il consumo totale nazionale di fertilizzanti (tra concimi, ammendanti e correttivi) è stato di oltre 5 Mt, di cui il 56% è costituito da fertilizzanti fosfatici e potassici semplici e complessi. Sotto il profilo territoriale, il 53,1% della distribuzione nazionale si concentra nel Nord del Paese, il 16,4% nel Centro ed il restante 30,5% nel Sud.

Secondo le rilevazioni nazionali dell'ISTAT, riferite al 2002, l'immissione al consumo dei fertilizzanti d'interesse per questo lavoro è la seguente [3]:

Tabella n. 2.1: Consumo di concimi minerali in Italia

Tipo di fertilizzante	Consumo nazionale 2002
FOSFATICI SEMPLICI	251.532 t
POTASSICI SEMPLICI	152.336 t
FOSFATICI COMPLESSI	1.385.070 t
POTASSICI COMPLESSI	1.017.263 t

2.3 Concentrazione di attività nei materiali

Nel 2000 è stata condotta una indagine in uno stabilimento di produzione di fertilizzanti composti con misure di attività (tramite spettrometria gamma) dei discendenti di ^{238}U e ^{232}Th e del ^{40}K in materie prime e prodotti finiti [4].

Dai risultati (Tabelle 2.2 e 2.3) si osserva che le concentrazioni elevate di ^{40}K sono associate alla presenza di sali di potassio e che l'alta presenza di ^{238}U nei campioni di H_3PO_4 e di fosfato monoammonico (MAP) unitamente alla mancanza di ^{226}Ra è dovuta al fatto che nella produzione di acido fosforico il radio coprecipita con il gesso, mentre l'uranio e il torio seguono il fosforo nell'acido.

I campioni di fertilizzanti complessi analizzati, invece, mostrano una concentrazione media di ^{238}U di 289 Bq/kg e una variazione decrescente dell'equilibrio tra ^{238}U e ^{226}Ra in funzione dell'uso di materie prime fosfatiche (l'equilibrio si verifica ove la materia prima fosfatica sia la fosforite o il superfosfato, mentre l'impoverimento in ^{226}Ra è sintomo di utilizzo di acido fosforico o MAP, quale componente fosfatica).

Va osservato che le stime di ^{226}Ra sono ottenute tramite determinazione del ^{214}Bi , così come quelle dell' ^{238}U discendono dall'attività del ^{234}Th .

Sulla base dell'elaborazione dei dati riguardanti gli stessi campioni di fertilizzanti complessi dello stabilimento in esame [5], è possibile trovare una stretta correlazione tra il titolo di fosforo (la percentuale di concentrazione) e l'attività di ^{238}U , ma nessuna correlazione con l'attività di ^{226}Ra (Figura n. 2.2).

Tabella n. 2.2: Concentrazione di attività nelle materie prime dei fertilizzanti (Bq/kg).

Campione	⁴⁰ K	²³⁴ Th	²¹⁴ Bi
K ₂ SO ₄	13.000	< DL	< DL
KCl	15.000	< DL	< DL
Fosforite	31	1.000	1.200
H ₃ PO ₄	19	1.600	0.7
MAP	26	980	4.2

Tabella n. 2.3: Concentrazione di attività nei fertilizzanti complessi (Bq/kg).

Campione	⁴⁰ K	²³⁴ Th	²¹⁴ Bi
Fert. Complesso. 1	< DL	170	115
Fert. Complesso 2	2.380	190	100
Fert. Complesso 3	3.920	180	110
Fert. Complesso 4	2.750	310	200
Fert. Complesso 5	< DL	200	110
Fert. Complesso 6	2.790	230	130
Fert. Complesso 7	2.200	180	110
Fert. Complesso 8	4.810	360	150
Fert. Complesso 9	3.830	290	100
Fert. Complesso 10	4.400	515	62
Fert. Complesso 11	4.400	280	55
Fert. Complesso 12	4.100	560	58

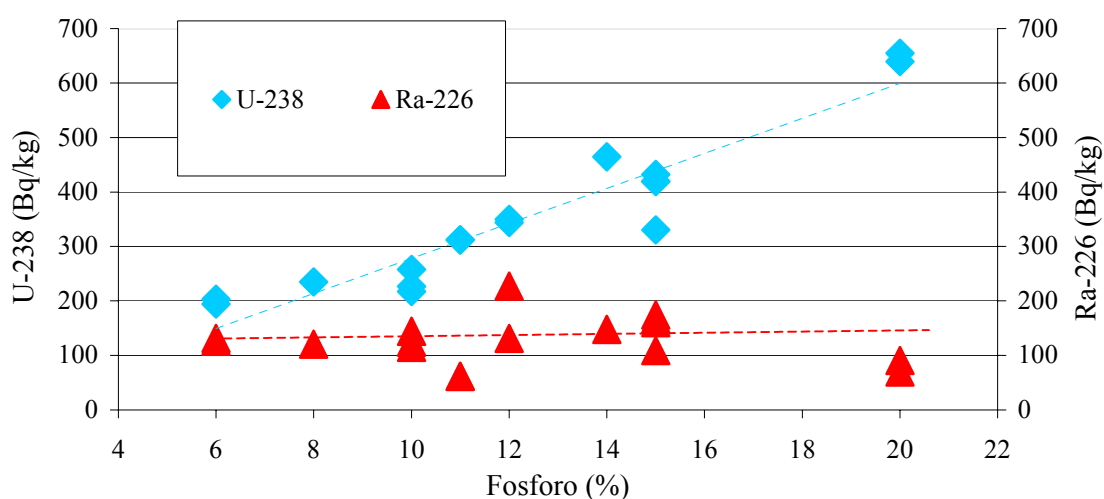


Figura n. 2.2: Concentrazioni di ²³⁸U e ²²⁶Ra vs. contenuto di fosforo in fertilizzanti complessi.

Nel corso del biennio 2002-2003, ARPAV ha condotto delle analisi di spettrometria gamma (Figure 2.4 e 2.5) su materiali fosfatici di due industrie di fertilizzanti (^{238}U è valutato dai suoi prodotti di decadimento $^{234}\text{Th}/^{234\text{m}}\text{Pa}$; il ^{226}Ra dai discendenti $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$) [6].

Tabella n. 2.4: Concentrazione di attività in fertilizzanti e loro materie prime (Bq/kg) prelevati presso la DITTA 1

Campioni DITTA 1	Mat I (comp fosfatica)	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{235}U
Fosforite	-	1.000	1.070	-	42	-
Superfosfato	Fosforite	450	500	-	17	-
Fertilizzante complesso $\text{N}_6\text{P}_{12}\text{K}_{15}$	Superfosfato	410	310	-	3350	-
MAP Marocco	-	2.741	39	9	28	131
MAP Russia	-	41	1	14	37	2
Superfosfato triplo	-	1.506	352	7	92	69
Superfosfato d'ossa	-	57	34	4	45	3

I dati di Tabella n. 2.4 sono in accordo con indagini precedenti; risulta evidente l'effetto di diluizione del contenuto di ^{238}U passando da fosforiti a fertilizzanti complessi.

Inoltre, la rottura della catena dell'uranio tra l' ^{238}U e il ^{226}Ra è confermata dai campioni di MAP del Marocco e di Superfosfato Triplo.

Il contenuto modesto di ^{238}U nel campione di MAP della Russia può essere dovuto al fatto che non sono state usate fosforiti nella sua produzione.

Nel superfosfato d'ossa vengono usate materie prime organiche invece delle fosforiti e questo può spiegare il contenuto moderato di tutti i radionuclidi naturali riscontrato.

Tabella n. 2.5: Concentrazione di attività in fertilizzanti e loro materie prime (Bq/kg) prelevati presso la DITTA 2

Campioni DITTA 2	Mat I (comp fosfatica)	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{235}U
Acido fosforico	-	188	2,5	-	25	-
MAP	-	72	1,1	-	36	-
Fertilizzante complesso $\text{N}_{12}\text{P}_{12}\text{K}_{36}$	MAP	29	<1,1	-	9.040	-
Fertilizzante complesso $\text{N}_{27}\text{P}_{15}\text{K}_{14}$	MAP	24	<1,0	-	2.720	-

In Tabella n. 2.5 il MAP mostra basse concentrazioni sia di ^{238}U che di ^{226}Ra e così i fertilizzanti complessi da esso ottenuti (i fertilizzanti in questione sono idrosolubili). Questa diversità può essere imputabile alla specifica origine dei minerali fosfatici ovvero alla purificazione svolta durante la lavorazione dell'acido fosforico, come richiesto per i prodotti fertilizzanti analizzati.

Quindi, in generale, il contenuto di uranio non può essere derivato esclusivamente dal titolo di fosforo dei fertilizzanti complessi e la correlazione presentata in Figura n. 2.2 non può essere assunta come principio generale.



Figura n. 2.3: Stoccaggio di minerali fosfatici nella DITTA 1.

2.4 Stima di dose alla popolazione (consumo di fertilizzanti)

In questo paragrafo viene valutata la dose efficace collettiva alla popolazione italiana, dovuta al consumo di fertilizzanti sulla base di un modello semplificato proposto dall'UNSCEAR ([1]: par. 64-65 Annex C, pagina 116).

Questo modello considera come tipo d'esposizione sia l'introduzione (intesa come ingestione di cibo contaminato e inalazione di materiale risospeso) che l'irraggiamento esterno e calcola la dose dovuta all'attività dei fertilizzanti depositati al suolo, comparandola con la dose risultante dalla presenza dei radionuclidi naturali nel suolo.

Non sono stati considerati i radionuclidi delle catene del ^{232}Th e ^{235}U in quanto il loro contenuto generalmente non è significativo nei fertilizzanti.

Oltre ai parametri fissi [1], i dati più significativi, usati nella stima, sono: le concentrazioni naturali nel suolo della catena dell' ^{238}U (35 Bq/kg) e del ^{40}K (400 Bq/kg), la dose efficace impegnata naturale da inalazione e ingestione di vari radionuclidi e pesata sull'età ([7]: tabelle 17, 18 Annex B), il rateo di dose da irraggiamento esterno pesato sull'età e dovuto al contenuto naturale della serie dell' ^{238}U e del ^{40}K nel suolo ([7]: tabella 6 Annex B), la dose efficace impegnata naturale da inalazione di ^{222}Rn (470 $\mu\text{Sv}/\text{anno}$).

Si assume che la frazione di tempo che la popolazione trascorre nelle vicinanze dei terreni trattati con fertilizzanti sia dell'1%.

La quantità di radionuclidi distribuiti sul suolo italiano si possono ricavare dai dati sul consumo nazionale annuo di fertilizzanti (Tabella n. 2.1) e dalla concentrazione media di attività misurata in vari campioni (Tabelle 2.2, 2.3, 2.4, 2.5) e presentata in Tabella n. 2.6.

Tabella n. 2.6: Concentrazioni medie di attività dei nuclidi della catena dell'²³⁸U e del ⁴⁰K.

Fertilizzante	²³⁸ U (Bq/kg)	²²⁶ Ra (Bq/kg)	²¹⁰ Pb (Bq/kg)	⁴⁰ K (Bq/kg)	N. di campioni
Fosfatici semplici	667	295	295		3
Potassici semplici				14.000	2
Fosfatici complessi	262	107	157		15
Potassici complessi				3.379	15

La Tabella n. 2.7 e la Figura n. 2.4 mostrano i risultati. La dose efficace impegnata collettiva totale è di circa 40 Sv-persona/anno; questo valore non è molto alto e può essere comparato con la dose mondiale analogamente stimata [8] di 10.000 Sv-persona/anno dovuta all'uso in agricoltura di fertilizzanti.

Dividendo la dose totale per la popolazione italiana si ottiene una cruda stima della dose per caput di 1 µSv/anno, valore comparabile con la dose per caput mondiale analogamente determinata di 2 µSv/anno, assai inferiore al livello di azione di 300 µSv/anno indicato dalla normativa nazionale italiana [9].

Risulta evidente che l'ingestione dà il contributo principale alla dose totale e che i radionuclidi più rilevanti sono il ²¹⁰Pb e il ²¹⁰Po.

I risultati di questa stima devono, però, essere commentati con molta attenzione a causa della tipologia del modello usato, che non tiene conto di alcuni parametri importanti, come ad esempio i dati specifici del sito, i coefficienti di trasferimento dei singoli radionuclidi: è necessario pianificare una valutazione attraverso modelli deterministici volti soprattutto all'analisi dell'esposizione di eventuali gruppi critici della popolazione.

Tabella n. 2.7: Dose collettive efficace impegnata (Sv-persona/anno) dovuta al consumo nazionale di fertilizzanti

radionuclidi	deposizione			Totale
	ingestione	inalazione	irraggiamento esterno	
^{238}U	1,45E-01	1,22E-04	4,46E-01	2,56E-01
^{234}U	1,62E-01	1,51E-04		2,74E-01
^{230}Th	3,36E-01	2,78E-04		4,48E-01
^{226}Ra	1,95E+00	6,33E-05		2,06E+00
^{222}Rn		1,14E+00		1,14E+00
^{210}Pb	8,91E+00	1,27E-02		8,93E+00
^{210}Po	2,71E+01	3,82E-03		2,71E+01
^{40}K			5,78E-01	5,78E-01
Totale	3,86E+01	1,16E+00	1,02E+00	4,07E+01

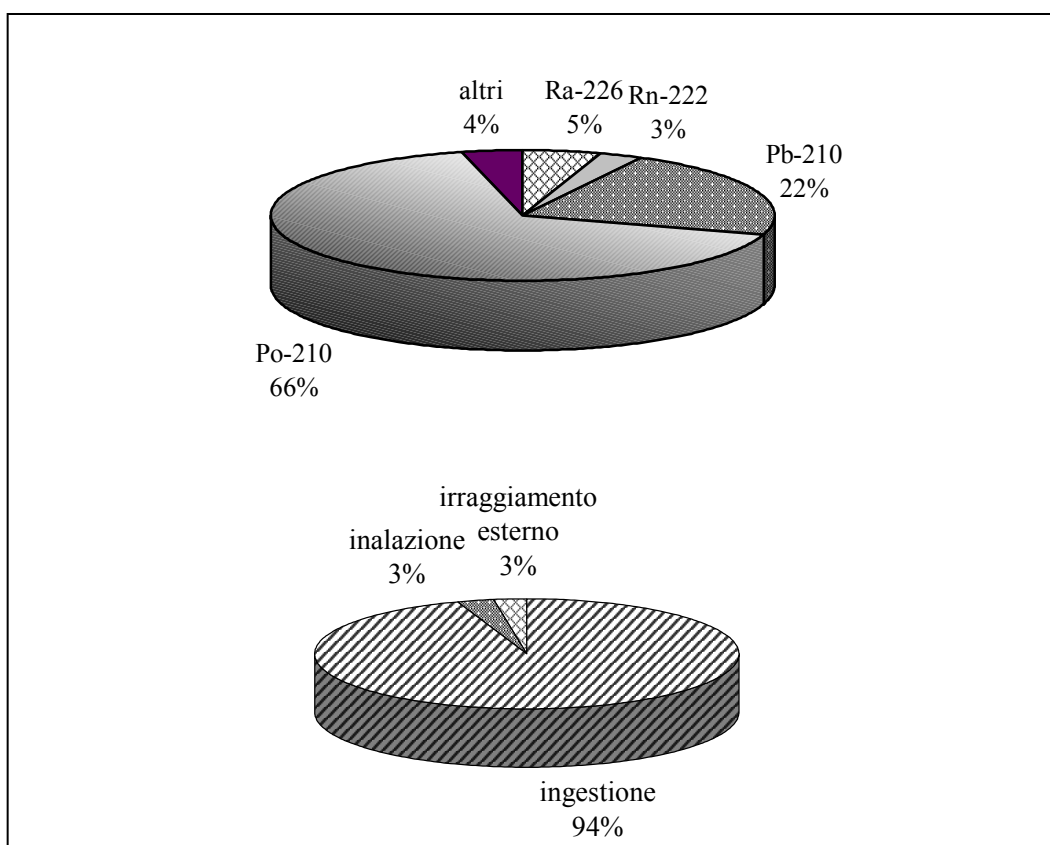


Figura n. 2.4: Contributi all'esposizione dei vari radionuclidi e delle vie di ingresso.

2.5 Depositi di fosfogesso

In passato diversi impianti producevano acido fosforico attraverso il processo ad umido con la formazione di fosfogesso come sottoprodotto. Ad oggi la situazione dei depositi di fosfogesso esistenti e conosciuti è riassunta in Tabella n. 2.8.

Gli impianti di Veneto e Sicilia operavano nel campo della produzione di fertilizzanti, quelli di Sardegna e Calabria nelle lavorazioni di detergenti. In alcune situazioni, prima della realizzazione della discarica, i fosfogessi erano direttamente sversati in mare.

Tabella n. 2.8: Informazioni sui siti di stoccaggio dei fosfogessi in Italia (referenti ex-Enichem locali).

Sito	Volume (m ³)	Periodo di alimentazione	Collocazione	Bonifica	Note
Veneto (Campalto-Venezia)	200.000-250.000	1965-80	Prospiciente la laguna	Conclusa	
Veneto (Pili-Venezia)	765.600	1965-80	Prospiciente la laguna	Programmata	
Calabria (Crotone)	/	/	/	/	Impianto operativo nel 1926-1986 (scarico in mare)
Sardegna (Porto Torres)	800.000	1972-82	Ex cava 1 km dal mare	Conclusa	
Sicilia (Gela)	6.000.000	1981-92	1 km dal mare	Cominciata	

A partire dal 1998, APAT ha avviato il monitoraggio del sito di Campalto con misure di concentrazione di attività di ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po nelle acque, nei sedimenti e nei molluschi della laguna prospiciente il sito. L'erosione dei fosfogessi, dovuta agli agenti meteorici ed alle maree, causa un livello più alto di ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po nei sedimenti prossimi alla discarica. Misure di ²¹⁰Po nei molluschi prelevati in zona portano a stime di dosi individuali efficaci da ingestione dell'ordine di 50-250 µSv/anno: non è chiaro, tuttavia, se la concentrazione nei molluschi è correlata o meno alla distanza dalla discarica [10].

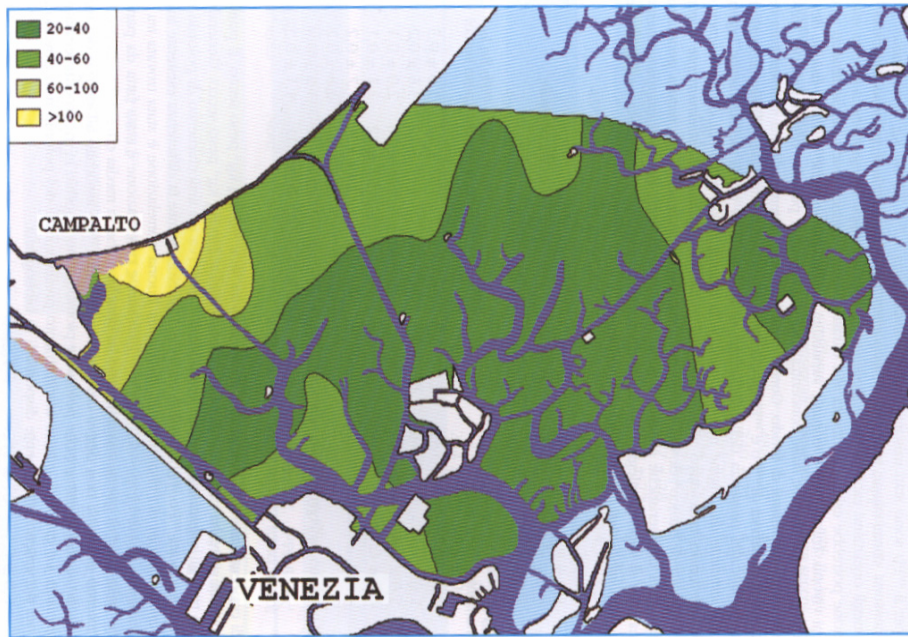


Figura n. 2.5: Concentrazione di attività di ^{210}Pb (Bq/kg, peso secco) nei sedimenti superficiali del sito di Campalto [10].

3. LAVORAZIONE DELLE SABBIE ZIRCONIFERE

Le sabbie ad elevato contenuto di minerali di zirconio, dette sabbie zirconifere, vengono utilizzate nella produzione di materiali refrattari e nella manifattura delle ceramiche, come sostanza opacizzante e indurente.

Le sabbie zirconifere sono prodotte dall'azione marina; la loro distribuzione granulometrica è generalmente compresa fra 100 e 200 μm .

Lo zirconio non si trova in natura allo stato elementare, ma principalmente sotto forma di silicato, lo Zircone, oppure di ossido, la Baddeleyte:

- *Zircone o Zirconite*¹ (65% ZrSiO_4 , 33% silice combinata, ossidi di altri metalli): i più importanti depositi sono le sabbie presenti in alcune spiagge situate in Australia, India, Ucraina, Malesia e Stati Uniti;
- *Baddeleyte*² (ZrO_2), minerale resistente al calore e alle corrosioni, presente in depositi in Brasile, Svezia, India e Italia.

Le sabbie zirconifere contengono radioisotopi naturali (famiglie di ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), come sostituenti isomorfi dello zirconio nella struttura cristallina, intrappolati durante il processo di formazione del cristallo dal raffreddamento di rocce fuse. Le attività sono molto varie a seconda della provenienza geografica e vanno da 400 a 40.000 Bq/kg per il ^{232}Th e da 200 a 74.000 Bq/kg per l' ^{238}U [11].

Le dimensioni granulometriche delle sabbie importate permettono un loro diretto utilizzo nella produzione di materiali refrattari, mentre l'utilizzo nella produzione delle ceramiche presuppone un processo di macinazione fino a diametri dell'ordine anche del micron. Questo lavoro di macinazione viene svolto da aziende specializzate, che, a partire da sabbie ad elevato contenuto di zircone, producono silicati di zirconio sotto forma di polveri di diverse dimensioni. Le industrie ceramiche, i colorifici, i piastrellifici, ecc. utilizzano poi queste polveri per la produzione di smalti, fritte e ceramiche particolari come il grès porcellanato (Figura n. 3.1).

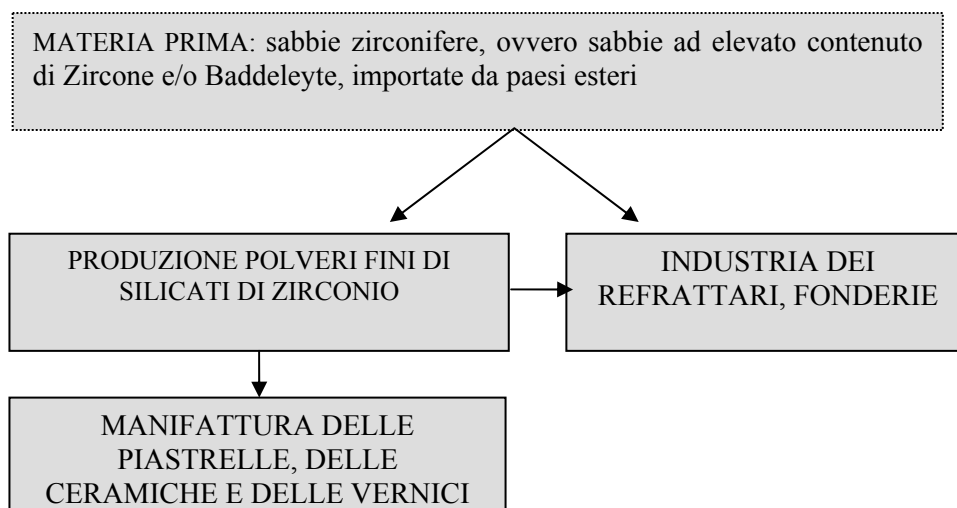


Figura n. 3.1: Diagramma a blocchi dell'utilizzo delle sabbie zirconifere in Italia.

¹ Minerale silicato marrone, verde, blu pallido, rosso, arancione, giallo-oro, grigio o incolore, struttura a prismi tetragonali.

² Minerale monoclinico incolore, giallo, marrone o nero.

Le lavorazioni maggiormente critiche sono la macinazione per la produzione di polvere di silicato di zirconio, la produzione di materiali refrattari, che possono usare sabbie zirconifere come materie prime, e la manifattura di ceramiche e piastrelle, in cui la polvere di silicato di zirconio è usata negli smalti, o proprio nell'impasto nel caso del gres porcellanato bianco [12]. Le possibili vie di impatto ambientale sono: emissioni in atmosfera, in particolare di ^{210}Pb e ^{210}Po durante la fusione nella produzione di refrattari, scarico di acque e fanghi di depurazione, uso dei prodotti finiti in edilizia.

L'Italia importa circa 170.000 t all'anno di sabbie zirconifere, il 70% delle quali è usato nell'industria della ceramica.

Informazioni specifiche sui comparti di produzione delle piastrelle e dei refrattari sono fornite nei paragrafi seguenti. Per quanto riguarda gli altri segmenti interessati, si riportano brevi cenni.

Ci sono circa dieci industrie che effettuano la macinazione, situate principalmente in Emilia-Romagna, Toscana e Liguria (nell'Allegato C viene schematizzata la lavorazione).

Ceramicolor è la principale associazione di categoria dei colorifici ceramici e dei produttori di ossidi metallici, con una rappresentatività del 90%. Le aziende associate sono prevalentemente ubicate nell'area di Sassuolo – Modena (il cosiddetto distretto ceramico).

Federceramica è l'associazione delle imprese della ceramica e degli abrasivi, ha 44 associati ed una rappresentatività del 70%. Il restante 30% è costituito dal distretto ceramico di Civita Castellana (VT) e dal gruppo Richard Ginori-Pagnossin.

La Direttiva IPPC include la fabbricazione di prodotti ceramici, purché al di sopra di una certa soglia di produzione.

3.1 Produzione di piastrelle

3.1.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche

Eccettuati i materiali contenenti zirconio, le materie prime utilizzate nell'industria ceramica hanno attività specifiche piuttosto basse. I materiali zirconiferi principalmente utilizzati sono le polveri di silicati di zirconio, adoperate come materia prima per gli smalti e per l'impasto di alcuni prodotti particolari, come il grès porcellanato bianco.

Il processo di lavorazione ricalca, nelle sue linee principali, quello tipico dei prodotti ceramici. Le fasi produttive variano in funzione del tipo di prodotto che si vuole ottenere, ma, in prima approssimazione, si possono individuare tre cicli fondamentali, schematizzati nel diagramma a blocchi di Figura n. 3.2:

- ciclo piastrelle non smaltate,
- ciclo piastrelle smaltate bicottura,
- ciclo piastrelle smaltate monocottura.

La tecnologia della bicottura prevede due distinti trattamenti termici, rispettivamente per consolidare il supporto e per stabilizzare gli smalti e i decori, i quali vengono applicati sul supporto cotto. Nella monocottura gli smalti e i decori vengono applicati sul supporto solo essiccato, per cui è previsto, al termine, un unico trattamento termico (monocottura) nel corso del quale il consolidamento del supporto e la stabilizzazione degli smalti si verificano contemporaneamente. Per alcuni materiali possono essere

previsti ulteriori trattamenti sul prodotto finito: operazioni di taglio e smussatura per ottenere particolari pezzi di raccordo, oppure levigatura, come nel caso del grès porcellanato.

Gli smalti sono miscele di fritte e coloranti che vengono applicate sulla superficie della piastrella e quindi portate a fusione, in modo da formare un rivestimento vetroso (Allegato C). Le fritte sono composti vetrosi preparati per fusione e rapido raffreddamento in acqua.

I supporti non hanno di norma concentrazioni di radionuclidi superiori al fondo naturale, ad eccezione del supporto del grès porcellanato bianco, che contiene sabbie zirconifere e/o silicati di zirconio nell'impasto; gli smalti possono invece contenere ossidi di zirconio come opacizzanti ed avere quindi concentrazioni di attività significative.

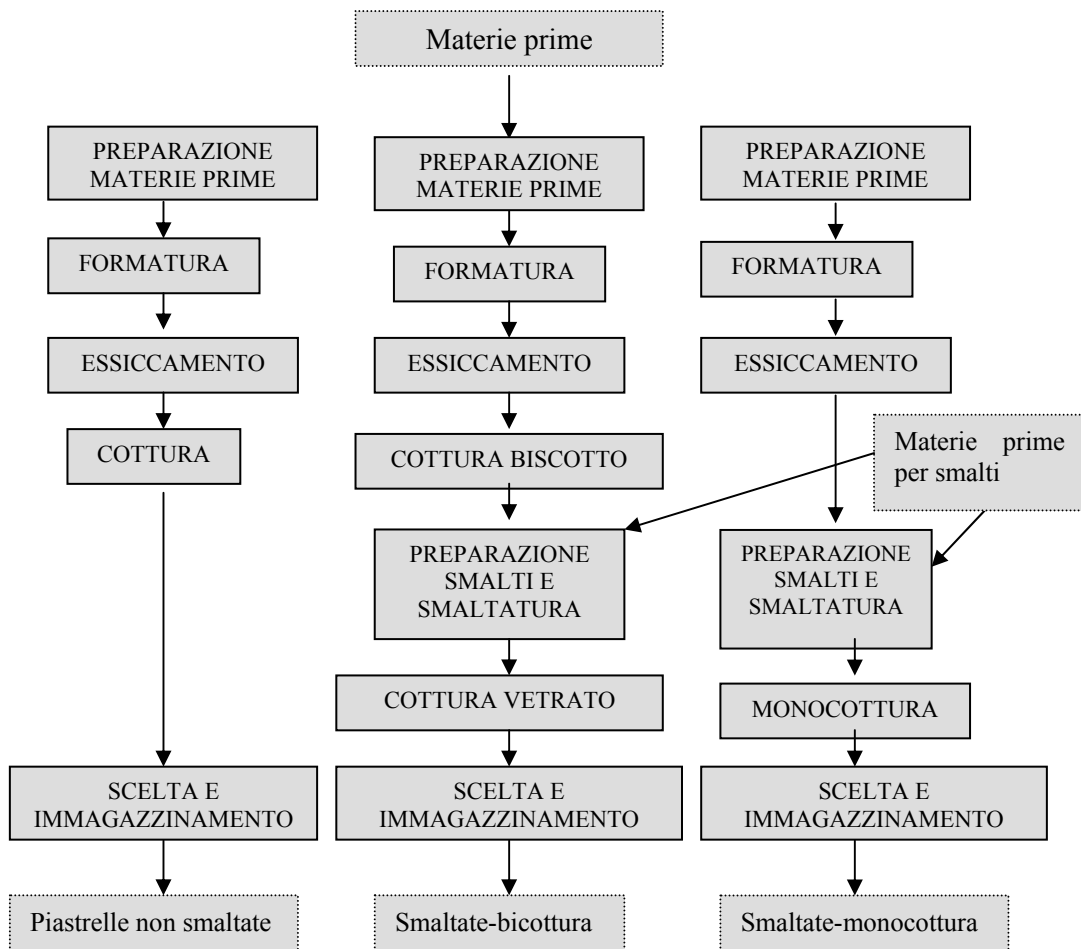


Figura n. 3.2: Schema a blocchi del ciclo produttivo delle piastrelle

3.1.2 Censimento delle attività produttive in Italia

L'industria italiana delle piastrelle di ceramica presenta una posizione preminente a livello mondiale, con una produzione del 43% rispetto all'intera Unione Europea e del 13% della produzione totale mondiale. Il settore conta circa 280 unità operative, 30.800 addetti e oltre 600 milioni di metri quadrati prodotti. Le aziende si concentrano prevalentemente nel cosiddetto "Comprensorio della ceramica" nelle province di Modena e Reggio Emilia, con una quota produttiva sul totale dell'80%.

Assopiastrelle è l'Associazione Nazionale dei Produttori di Piastrelle di Ceramica e di Materiali Refrattari con una rappresentatività del 90% su tutto il territorio nazionale [13].

Dalla banca dati di Assopiastrelle sono state selezionate 50 aziende, le cui dimensioni produttive totali rappresentano il 70% del mercato nazionale e a cui è stato inviato un questionario conoscitivo semplificato, allo scopo di conoscere i quantitativi di sabbie zirconifere o silicati di zirconio usati nell'impasto delle piastrelle in generale, del gres porcellanato bianco e nella preparazione degli smalti.

Fino ad ora ha risposto solo il 32% degli intervistati e i risultati sono mostrati nella Tabella n. 3.1.

Tabella n. 3.1: Quantitativi di sabbie zirconifere, silicati di zirconio e smalti usati nel 2003 dalle aziende che hanno risposto al questionario (circa il 32% delle intervistate).

	Sabbie zirconifere	Silicati di zirconio	Smalti a base di sabbie/silicati zirconiferi preparati	Smalti a base di sabbie/silicati zirconiferi comprati
quantitativo (t)	720	19.000	6.000-11.000	15.500

L'obiettivo di questo questionario semplificato è quello di effettuare una scrematura, selezionando solo le aziende che usano significativi quantitativi di sabbie zirconifere, per poter poi, in un secondo momento, approfondire la ricerca con questionari mirati.

3.1.3 Concentrazione di attività nei materiali

In Emilia-Romagna è stata condotta nel tempo un'importante indagine sul ciclo produttivo delle piastrelle, nell'ambito della quale sono state fatte misure di attività (tramite spettrometria gamma) dei discendenti di ^{238}U , ^{232}Th e di ^{40}K su numerosi campioni di materie prime, prodotti finiti e residui [12].

Come appare dalla Tabella n. 3.2, la maggior parte dei prodotti finiti presenta moderati valori di concentrazione, a differenza del gres porcellanato bianco, che contiene polvere di zirconio nell'impasto; i valori di attività nei fanghi non sono in media trascurabili, e ciò suggerisce di tenere sotto controllo il ciclo di depurazione delle acque. L'uso in

ambienti chiusi delle più comuni piastrelle ceramiche sembra non contribuire in modo significativo alla irradiazione gamma o all'immissione di gas radon; tuttavia, bisognerebbe approfondire i casi particolari e l'eventualità di elevata irradiazione beta esterna (i radionuclidi provenienti dalle sabbie zirconifere sono distribuiti prevalentemente nel sottile rivestimento di smalto che ricopre le piastrelle) [14].

Tabella n. 3.2: Concentrazioni di attività di ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K (Bq/kg) misurate su materie prime, prodotti finiti e residui della lavorazione delle piastrelle.

Campioni	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
Materie prime	26-58	38-73	422-1.286
Silicato di zirconio ($< 5 \mu\text{m}$)	2.334	880	/
Silicato di zirconio ($< 45 \mu\text{m}$)	2.084	858	/
Fanghi	68-354	30-119	266-427
Gres porcellanato bianco	118-247	40-89	528-1.000
Gres porcellanato rosso	42	42	625
Gres porcellanato nero	39	41	768
Altre piastrelle	27-88	42-69	544-977

3.2 Produzione di materiali refrattari

3.2.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche

Un importante utilizzo delle sabbie zirconifere è nella manifattura di componenti refrattari, impiegati in forni ad alta temperatura:

- mattoni e blocchi refrattari per forni per la lavorazione del vetro,
- stampi per fonderie,
- stampi da estrusione,
- vernici refrattarie per ricoprire la superficie degli stampi,
- rivestimento siviere (mestoli per trasportare e versare metalli fusi),
- superfici di protezione e superfici di raccolta del metallo fuso in altoforni.

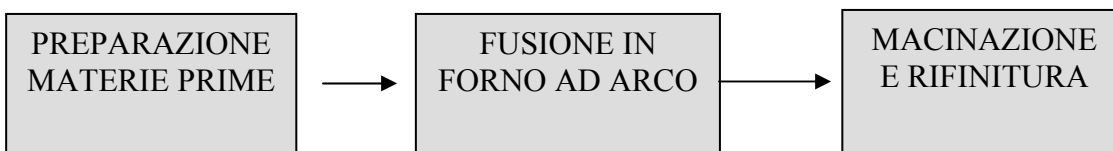


Figura n. 3.3: Schema a blocchi del ciclo produttivo dei materiali refrattari

I componenti più diffusi usati nella produzione di refrattari sono *allumina*, *zirconio* e *silice*.

Le materie prime vengono mescolate automaticamente coi prodotti che favoriscono il processo di fusione, e quindi fuse ad alte temperature in forni ad arco (Figura 3.3).

Le materie prime possono essere sabbie zirconifere, silicati di zirconio o semilavorati a base di silicati di zirconio (come ad esempio la *mullite zirconio* o *scarti e rottami* vari).

Durante la fusione la catena dell'uranio può rompersi, con conseguente arricchimento di ^{210}Pb e ^{210}Po nelle polveri emesse a causa della volatilizzazione degli stessi alle alte temperature di fusione.

Il prodotto fuso viene versato negli stampi e, dopo l'eliminazione delle materozze (colame, ovvero materiale che si è solidificato nel canale di colata e intorno agli stampi) e la demolizione degli stampi stessi, i blocchi, ancora incandescenti, vengono posti in cassoni metallici riempiti con farina fossile, dove vengono lasciati raffreddare. Dopodiché, i blocchi vengono sabbiati con aria compressa (ovvero puliti con un forte getto d'aria contenente particelle abrasive) e poi rifiniti mediante operazioni di molatura, fresatura, rettifica ed eventualmente taglio. Le materozze vengono frantumate (ad esempio con mulini a ganasce) per un successivo utilizzo.

Durante queste operazioni vengono prodotte polveri.

L'intero processo produce, inoltre, acque reflue e fanghi provenienti dai diversi reparti della fabbrica.

Polveri, fanghi e acque reflue vengono generalmente smaltiti ovvero riciclati nel processo produttivo.

3.2.2 Censimento delle attività produttive in Italia

L'industria dei materiali refrattari comprende 39 aziende, 20 delle quali sono affiliate alla principale associazione di categoria, Assopiastrelle che ha una rappresentatività per fatturato del 75%. Nel 2002 la produzione totale ammontava a 556.400 t; i principali settori utilizzatori sono nell'ordine: siderurgia, calce e cemento, ceramica, metalli non ferrosi, vetreria, energia e petrolchimico [13].

Sulla base della ricognizione svolta sul territorio nazionale, consistita nell'aggiornamento degli standard informativi e nella loro distribuzione tra gli associati, risulta che 10 aziende usano sabbie zirconifere o semilavorati a base di silicati di zirconio nel processo produttivo, ma che solo 2 di queste sono interessate dall'uso di quantità significative di sabbie zirconifere (migliaia di tonnellate).

Inoltre da un'elaborazione preliminare dei dati raccolti, il consumo di sabbie/silicati zirconifere o di semilavorati a base di silicati di zirconio come materie prime è stato di circa 45.000 t nel 2003.

3.2.3 Concentrazione di attività nei materiali

Nel corso del biennio 2002-2003 ARPA Veneto ha svolto un'indagine dettagliata in un'azienda produttrice di refrattari, i cui risultati saranno presentati di seguito [15].

I campioni di materie prime, prodotti finiti e residui, prelevati presso l'azienda, sono stati analizzati da tre laboratori e con due metodiche diverse: ARPA Veneto ha eseguito

analisi di spettrometria gamma, l'Università di Urbino e APAT hanno condotto analisi di radiochimica (con determinazione dell' ^{238}U e del ^{210}Po attraverso spettrometria alfa e del ^{210}Pb attraverso conteggio beta).

Tabella n. 3.3: Concentrazioni di attività (Bq/kg) in materie prime, prodotti finiti e residui per un'azienda produttrice di refrattari.

CAMPIONI	$^{238}\text{U}^{***}$	$^{226}\text{Ra}^*$	$^{210}\text{Pb}^{**}$	$^{210}\text{Po}^{**}$	$^{235}\text{U}^*$	$^{232}\text{Th}^*$	$^{40}\text{K}^*$
Sabbie zirconifere	3.613 (10,2)	3.219 (6)	2.707 (7,4)	2.748,0 (23,3)	137 (7)	517 (6)	0 (36)
Polveri di abbattimento forno di fusione	358,5 (17,6)	147 (6)	21.050 (18,8)	35.000 (5,7)	20 (10)	27 (6)	10 (17)
Filtro forno di fusione	-	-	n.d.	28.000 (25)	-	-	-
Polveri di abbattimento macinazione scarti	1.191 (21,7)	1.046 (6)	1.033,5 (4,0)	1.293,5 (12,3)	59 (9)	178 (6)	255 (6)
Filtro macinazione scarti	-	-	n.d.	6.100 (25)	-	-	-
Prodotto 1	1.701,5 (2,9)	1.400 (6)	951,5 (7,3)	1.088,5 (7,7)	82 (9)	310 (6)	9 (18)
Prodotto 2	1.751 (13,9)	1.638 (6)	752,5 (8,7)	684,5 (2,4)	91 (8)	262 (6)	0 (38)
Prodotto 3	1.714,5 (7,2)	1.481 (6)	1.343,5 (10,8)	1.352,5 (24,9)	82 (9)	250 (6)	23 (13)
Prodotto 4	19,5 (35,9)	8 (6)	31,3 (43,8)	46,0 (2,0)	1 (31)	2 (7)	81 (6)
Fanghi di depurazione	1.635 (3,3)	1.496 (6)	1.166,5 (14,3)	1.176,5 (2,7)	88 (7)	238 (6)	27 (11)
Acque reflue	-	< 0,38	n.d.	0,0044 (25)	< 0,50	< 0,15	< 1,89

* Analisi di spettrometria gamma svolte da ARPA Veneto (tra parentesi l'incertezza percentuale al 68% del livello di confidenza).

** I valori rappresentano la media dei risultati delle analisi di radiochimica svolte dall'Università di Urbino e da APAT (tra parentesi la deviazione percentuale dalla media dei due valori).

*** I valori rappresentano la media dei risultati delle analisi di spettrometria gamma svolte da ARPA Veneto e di radiochimica svolte da APAT (tra parentesi la deviazione percentuale dalla media dei due valori).

La Tabella n. 3.3 mostra i risultati delle misure fatte: nei casi di singole analisi sui campioni sono riportate le incertezze di misura al l.c. del 68%; ove si abbiano coppie di analisi sugli stessi campioni, vengono indicate le deviazioni percentuali tra i due valori (che in media sono 14 per l' ^{238}U , 14 per il ^{210}Pb e 10 per il ^{210}Po), che rappresentano una stima dell'incertezza.

Il contenuto di ^{238}U nel campione di sabbie zirconifere conferma i dati di letteratura; nelle polveri di abbattimento del forno di fusione sono state trovate concentrazioni elevate di ^{210}Pb e ^{210}Po (a causa dell'arricchimento dovuto alla volatilizzazione dei nuclidi alle alte temperature di fusione), confermate dalla concentrazione elevata di ^{210}Po nei gas in uscita, registrata dal filtro del forno di fusione, mentre il contenuto degli altri radionuclidi è abbastanza modesto.

Le polveri generate dalla macinazione degli scarti, invece, mostrano concentrazioni di attività elevate per tutti i radionuclidi naturali.

La maggioranza dei prodotti finiti presenta significativi valori di ^{238}U , con depauperamento in ^{210}Pb e ^{210}Po , a causa della loro volatilizzazione alle alte temperature raggiunte durante il processo di fusione.

Il prodotto 4, invece, mostra moderate concentrazioni di attività di tutti i radionuclidi naturali a causa dell'assenza di silicati di zirconio nel prodotto, che è composto da una miscela di allumina e silice.

I valori di attività nei fanghi provenienti dal processo di depurazione delle acque sono elevati, mentre nelle acque reflue, dopo il processo di depurazione, sono trascurabili.

In generale le concentrazioni dei radionuclidi della catena del ^{232}Th mostrano valori più elevati dei livelli ambientali, ma più bassi di quelli della serie dell' ^{238}U .

I dati sopra presentati possono essere confrontati con i risultati di misure (Tabella n. 3.4) condotte da ARPAV Veneto nel 2002 su materie prime (che in questo caso sono semilavorati a base di silicati di zirconio), residui e prodotti finiti in un'altra azienda produttrice di materiale refrattario [16].

Tabella n. 3.4: Concentrazioni di attività (Bq/kg) misurate in materie prime, prodotti finiti e residui per un'industria produttrice di refrattari.

Campioni	$^{226}\text{Ra}^*$	^{232}Th	^{40}K
Mullite-zirconio (materia prima)	1.500	240	18
Rulli con mullite-zirconio (prodotto finito)	300	70	40
Rulli senza mullite-zirconio (prodotto finito)	25	21	130
Fanghi (dal taglio rulli)	160	37	31
Polveri (dal sistema di aspirazione generale)	1.000	170	36

*Approssimativamente in equilibrio con ^{238}U

3.2.4 Stima di dose alla popolazione (produzione di materiali refrattari)

Con i dati dell'azienda considerata (Tabella n. 3.3), è stata fatta una stima della dose collettiva efficace alla popolazione nei dintorni dell'impianto, dovuta alle emissioni dei camini di fusione e di macinazione, attraverso l'uso di un modello semplificato proposto nel rapporto UNSCEAR ([1]: par. 64-65 Annex C, pagina 116).

Questo modello considera due fasi di esposizione: 1) l'inalazione diretta durante il passaggio della nube; 2) l'introduzione (intesa come ingestione di cibo contaminato e inalazione di materiale risospeso) e l'irraggiamento esterno dopo la deposizione.

Nel primo caso, la dose da inalazione per la popolazione che vive nell'area dell'impianto è calcolata in base all'integrazione nel tempo delle concentrazioni di attività di tutti i radionuclidi rilasciati nell'area. Le attività in uscita dai due camini dell'azienda sono state calcolate moltiplicando le concentrazioni d'attività misurate

nelle polveri (Tabella n. 3.3) per i quantitativi emessi dai camini in un anno (191 e 198 Kg/anno, rispettivamente). Nel caso del ^{222}Rn , il contributo alla dose rilasciata dall'impianto viene calcolato per comparazione con la dose da inalazione dovuta all'emanazione naturale del suolo: si assume che tutto il radon contenuto nelle sabbie zirconifere usate (2320 t/anno) sia rilasciato in aria.

Nel calcolo della dose, sono stati aggiornati alcuni parametri indicati nel Rapporto dell'UNSCEAR del 1982 usando i dati del Rapporto dell'UNSCEAR del 2000 (tabella 17 pagina 127 e par. 153 pagina 107 dell'Annex B): i coefficienti di dose efficace da inalazione e i ratei di respirazione, entrambi pesati sull'età.

Nel secondo caso, il modello calcola la dose dovuta all'attività delle polveri emesse e depositate al suolo, comparandola con la dose risultante dalla presenza dei radionuclidi naturali nel suolo.

Tabella n. 3.5: Dose collettiva efficace impegnata (Sv·persona/anno) dovuta ad un impianto di produzione di refrattari.

radionuclidi	passaggio della nube	deposizione			totale
		ingestione	inalazione	irraggiamento esterno	
^{238}U	3,57E-06	7,39E-08	6,21E-09	3,03E-05	1,12E-05
^{234}U	4,29E-06	8,28E-08	7,69E-09		1,19E-05
^{230}Th	1,61E-05	1,72E-07	1,42E-08		2,39E-05
^{226}Ra	3,34E-06	1,83E-06	5,94E-09		1,27E-05
^{222}Rn	1,70E-04		1,07E-04		2,78E-04
^{210}Pb	1,87E-05	1,15E-04	1,64E-05		1,50E-04
^{210}Po	9,30E-05	5,73E-04	8,09E-06		6,74E-04
^{232}Th	3,70E-06	1,65E-08	3,85E-09	5,27E-06	5,48E-06
^{228}Ra	4,66E-07	9,62E-07	9,62E-10		3,18E-06
^{228}Th	6,53E-06	1,14E-08	1,33E-08		8,31E-06
^{220}Rn			1,60E-06		1,60E-06
^{235}U	1,95E-07	3,60E-09	3,27E-10		1,98E-07
^{40}K				4,84E-07	4,84E-07
Total	3,20E-04	6,91E-04	1,34E-04	3,60E-05	1,18E-03

Oltre ai parametri fissi [1], i dati più significativi, usati nella stima, sono: le concentrazioni naturali nel suolo del ^{40}K (400 Bq/kg) e delle catene dell' ^{238}U (35 Bq/kg) e del ^{232}Th (30 Bq/kg), la dose efficace impegnata naturale da inalazione e ingestione di vari radionuclidi e pesata sull'età ([7]: tabelle 17, 18 Annex B), il rateo di dose da irraggiamento esterno pesato sull'età e dovuto al contenuto naturale della serie dell' ^{238}U e del ^{40}K nel suolo ([7]: tabella 6 Annex B), la dose efficace impegnata naturale da inalazione di ^{222}Rn (470 $\mu\text{Sv}/\text{anno}$).

La Tabella n. 3.5 e la Figura n. 3.4 mostrano i risultati. La dose efficace impegnata collettiva totale, dovuta alle emissioni dell'impianto analizzato, è di circa 1,2 mSv·persona/anno. Dividendo questo valore per il numero di abitanti del Comune in cui si trova l'azienda, risulta una dose efficace impegnata per caput di 0,3 $\mu\text{Sv}/\text{anno}$ (valore

molto inferiore al livello d'azione di 300 $\mu\text{Sv}/\text{anno}$ previsto dalla normativa nazionale) [9].

La via di esposizione piú significativa è l'ingestione di cibo contaminato dopo la deposizione e i radionuclidi che danno il maggior contributo (in ordine discendente) sono: ^{210}Po , ^{222}Rn e ^{210}Pb .

Anche in questo caso allo scopo di migliorare le stime fatte è necessario pianificare una valutazione attraverso modelli deterministici che tengano conto dei valori specifici dei parametri di calcolo.

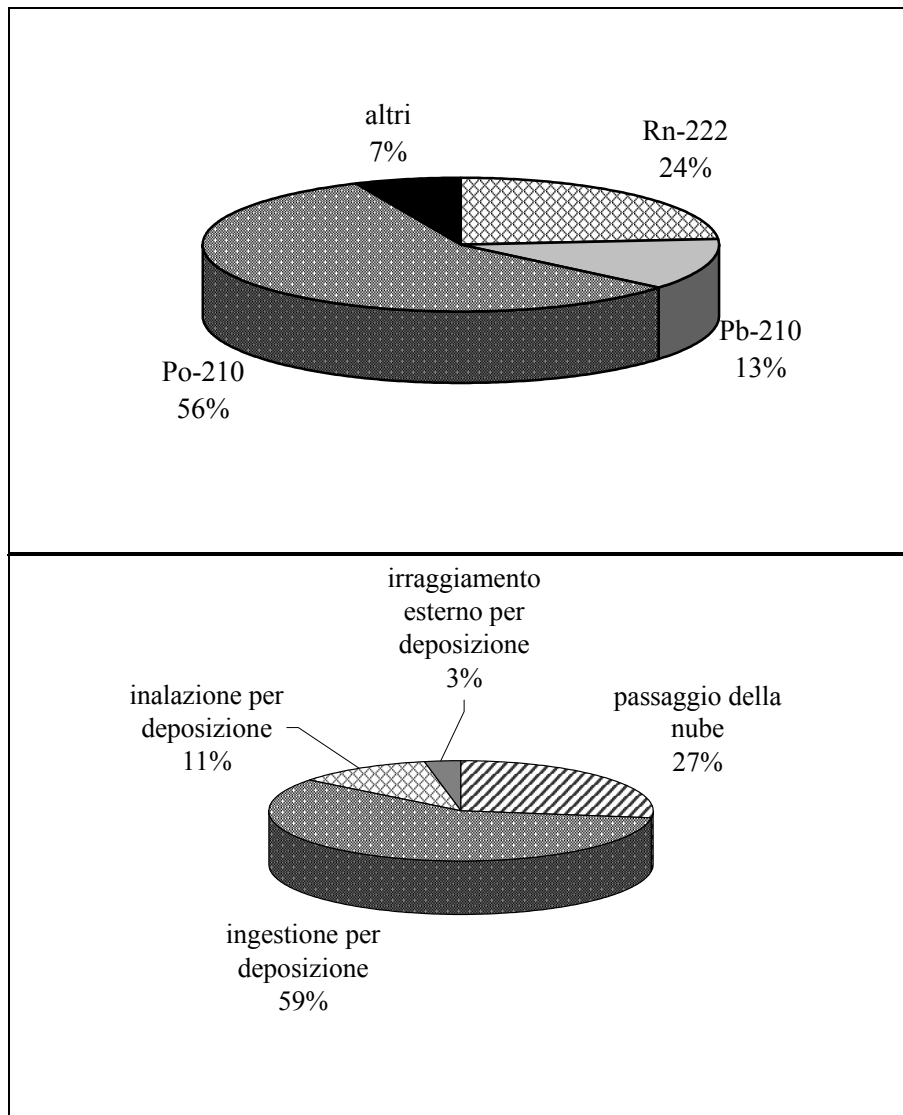


Figura n. 3.4: Contributi all'esposizione dei vari radionuclidi e delle vie di ingresso.

4. LAVORAZIONE DEI MINERALI DI FERRO IN ACCIAIERIE A CICLO INTEGRALE

4.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche

L'acciaio può essere prodotto a partire dal minerale di ferro nelle cosiddette acciaierie a ciclo integrale ovvero da rottami ferrosi nelle acciaierie elettriche.

Nelle acciaierie a ciclo integrale il processo produttivo parte dalle materie prime, costituite principalmente da minerali di ferro e carbon fossile, e arriva ai prodotti finiti attraverso una successione di processi, che possono essere suddivisi in produzione della ghisa, produzione dell'acciaio e produzione di prodotti finiti. La ghisa viene prodotta nell'altoforno con una carica costituita da minerale di ferro in forma di agglomerato, coke e fondente. Generalmente i minerali provenienti dalla miniera (grezzo) prima di essere inviati all'altoforno subiscono delle lavorazioni - pellettizzazione, sinterizzazione, macinazione, vagliatura, etc. - per ottenere una pezzatura ottimale (Figura n. 4.1). All'interno degli stabilimenti italiani possono dunque sussistere fasi di lavorazione preparatoria dei minerali (importati dall'estero), laddove risulta essere sempre presente una cokeria.

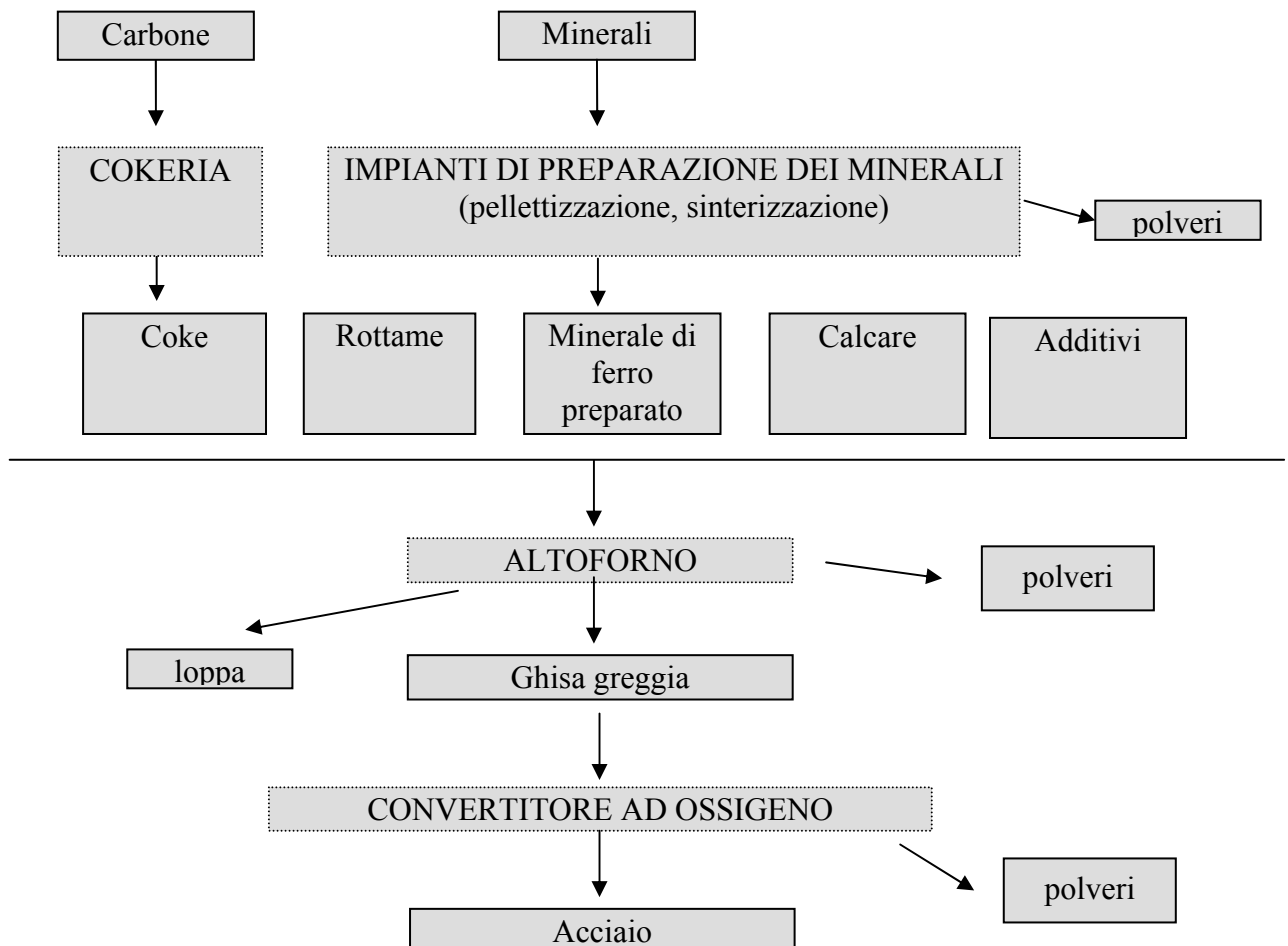


Figura n. 4.1: Schema sintetico dei processi caratteristici di un'acciaieria a ciclo integrale.

La trasformazione della ghisa in acciaio avviene nei convertitori ad ossigeno in cui viene ridotta la quantità di carbonio (decarburazione) e rimosse (ossidate) parte delle impurità (silicio, fosforo, manganese e zolfo).

L'acciaio viene, poi, colato e avviato all'interno dei relativi stabilimenti al processo di lavorazione (laminazione a caldo o a freddo) per la produzione di sbozzati (slebi, blumi, billette) e poi di semilavorati (nastri o lamiere, tondi o profilati vari).

Nelle acciaierie elettriche non a ciclo integrale vengono, invece, utilizzati forni elettrici rivestiti di materiale refrattario di tipo magnesiaco, caricati con rottami di ferro selezionati, freddi, mescolati talora con una certa quantità di ghisa solida.

Il minerale di ferro ha un contenuto moderato di radionuclidi naturali; tuttavia, in seguito a trattamenti ad alta temperatura, i radionuclidi (^{210}Pb e ^{210}Po in particolare) si concentrano nelle emissioni [17]. Da questo punto di vista i processi critici sono l'agglomerazione minerale e la fusione in altoforno. La maggior parte delle polveri prodotte è trattenuta dai filtri e quindi smaltita in discarica, il resto è rilasciato in atmosfera. Analoghi problemi possono presentarsi nella produzione del coke, ove è documentata una certa contaminazione da ^{210}Pb e ^{210}Po del catrame di condensa del distillato [18].

4.2 Censimento delle attività produttive in Italia

L'Italia è il decimo produttore mondiale di acciaio. Nel 2000, il 40% della produzione totale di acciaio (26,7 milioni di tonnellate) è stata realizzata nelle 4 acciaierie a ciclo integrale, il resto nelle 38 acciaierie elettriche.

Tutte le acciaierie a ciclo integrale, ubicate in Friuli Venezia-Giulia, Toscana, Liguria e Puglia, di proprietà di due gruppi industriali privati distinti, possiedono delle cokerie e due di esse anche impianti di agglomerazione minerale (Tabella 4.1).

Da un punto di vista ambientale la siderurgia è un'industria ad alta intensità di materie prime e di energia; circa il 43% del materiale in ingresso si traduce in emissioni e sottoprodotti o residui.

Anche le acciaierie a ciclo integrale ricadono nel campo di applicazione della Direttiva IPPC.

Tabella n. 4.1: Informazioni sulle acciaierie a ciclo integrale in Italia (fonte: sito web e rapporti ufficiali di Federacciai).

Località	Produzione annua (t di acciaio)	Altoforni (n°)	Impianti di agglomerazione (n°)	Forni per coke (n° batterie)
Genova (Liguria)	1.200.000	1	0	4
Trieste (Friuli V.G.)	800.000	2	1	2
Piombino (Toscana)	2.400.000	1	0	1
Taranto (Puglia)	6.300.000	5	2	9

4.3 Concentrazione di attività nei materiali

Non sono disponibili dati sulle concentrazioni di attività registrate nei materiali in ingresso e in uscita da acciaierie a ciclo integrale italiane.

Dati di letteratura [17] mostrano dei valori di riferimento in acciaierie a ciclo integrale inglesi (Tabella n. 4.2).

Tabella n. 4.2: Concentrazioni di attività in materiali da acciaieria integrale

	Attività medie (Bq/kg)
Minerali di ferro	^{238}U : 15
Carbone	^{238}U , ^{232}Th : 20
Coke	^{238}U , ^{232}Th : 20
Polveri sinterizzazione	^{210}Pb : 15.000, ^{210}Po : 70.000
Polveri altoforno	^{210}Pb : 8.000, ^{210}Po : 2.800

Pur avendo come obiettivo quello di analizzare campioni provenienti da acciaierie a ciclo integrale, i tentativi fatti fin'ora non sono andati a buon fine e i dati di riferimento sono quelli forniti dalla letteratura scientifica internazionale.

Allo scopo di confermare il contenuto modesto di ^{210}Pb e ^{210}Po che ci si aspetta in campioni provenienti da acciaierie elettriche e per avere comunque un utile confronto, sono stati prelevati alcuni campioni di polveri prodotte nei processi termici di un'acciaieria elettrica non a ciclo integrale.

Su questi campioni sono state condotte nel 2004 analisi di radiochimica da parte di due laboratori: l'Università di Urbino e l'APAT.

In Tabella n. 4.3 sono mostrati i risultati: il modesto arricchimento di ^{210}Pb e ^{210}Po registrato potrebbe essere imputabile all'uso di materiali refrattari durante il processo termico.

Tabella n. 4.3: Concentrazioni di attività (Bq/kg) in campioni provenienti da un'acciaieria elettrica; i valori rappresentano una media delle analisi di due laboratori (Università di Urbino e APAT); tra parentesi viene indicata la deviazione percentuale dalla media delle due misure.

Campioni	^{210}Po	^{210}Pb
Polveri elettrofiltro convertitore	422,0 (5,2)	360 (18,9)
Polveri altoforno	58,7 (4,7)	50,2 (13,5)

5. PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA - CENTRALI A CARBONE

5.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche

La combustione di materiali estratti dal sottosuolo per la produzione di energia elettrica è un'attività di interesse dal punto di vista dei NORM, perché può causare processi di concentrazione dei radionuclidi naturali nei residui della combustione e nelle emissioni. Le centrali termoelettriche a carbone possono essere fonte di pressione ambientale a causa della radioattività e produrre un aumento della dose alla popolazione per più vie di esposizione:

- rilascio in atmosfera (tramite ciminiera) di radon e polveri arricchite in radionuclidi;
- stoccaggio e smaltimento di ceneri arricchite in radionuclidi;
- vendita di ceneri arricchite in radionuclidi, soprattutto come materiale per l'edilizia.

Una sezione per la produzione di energia elettrica è costituita da una caldaia, una turbina, un alternatore e macchinario ausiliario.

Nel processo di combustione, all'interno della caldaia, le sostanze inorganiche restano sotto forma di ceneri, mentre il calore viene prodotto da reazioni esotermiche di carbonio e idrogeno con ossigeno. Le sostanze che alle temperature di esercizio, che vanno fino a 1700 °C, evaporano sono dette 'materie volatili' e sono costituite principalmente dalle sostanze volatili organiche e dall'umidità.

Nel processo di combustione i radionuclidi non gassosi tendono a concentrarsi nelle ceneri, mentre quelli gassosi, in particolare il ^{222}Rn , vengono rilasciati e seguono il flusso degli altri gas lungo la ciminiera. Una parte delle ceneri, dal 20 al 50% a seconda del tipo di fornace, resta sul fondo ('*bottom ash*' o ceneri pesanti), mentre il resto segue il flusso di gas e attraversa diversi depuratori (filtri meccanici, precipitatori elettrostatici,..) prima di uscire dalla ciminiera ('*fly ash*' o ceneri leggere) [19].

Le centrali a carbone rientrano nel campo di applicazione della Direttiva IPPC.

5.2 Censimento delle attività produttive in Italia

In Italia, nel 2001 il 63,5% dell'energia elettrica prodotta è stato fornito da società del gruppo Enel, il quale produce la quasi totalità dell'energia elettrica da combustione di carbone (97%). L'energia da combustione di carbone complessiva è il 12% dell'energia elettrica totale prodotta in Italia. Nel 2000 il gruppo Enel possedeva 13 centrali a carbone, nel corso del 2001 ne ha venduta 1 e altre 2 erano previste in cessione nel 2002 (Tabella 5.1).

Nel 2000, quando la produzione lorda di energia da carbone del gruppo era di 25.902 GWh, sono state prodotte circa 1.000.000 t di ceneri, oltre il 96% delle quali leggere (sono sempre più diffusi impianti di triturazione presso le centrali per ridurre la componente di ceneri pesanti); tutte le ceneri sono state reimpiegate come additivo nel cemento o nella pavimentazione stradale. Le fonti utilizzate sono: rapporti ENEL 1999, 2000 e 2001 contatti diretti con il gruppo.

Tabella n. 5.1: Volume di attività delle centrali elettriche a carbone del gruppo Enel (2001).

	Energia lorda prodotta dal carbone (GWh)	Carbone consumato (t x 1000)
Nord Italia	17.323	6.208
Centro Italia	1.131	417
Sud Italia	12.511	4.661

5.3 Concentrazione di attività nei materiali

In Italia sono state fatte diverse valutazioni radiologiche relative a centrali a carbone ([20] ad esempio).

Dal 1998 l'ARPA Liguria ha avviato un monitoraggio sistematico sulle centrali locali con misure di ^{40}K e dei discendenti di ^{238}U e ^{232}Th (tramite spettrometria gamma) in vari campioni. Nelle tabelle n. 5.2 e 5.3 sono presentati i valori medi di attività per carbone e ceneri, risultanti dalle misure effettuate nel periodo 1998-2001 [21].

Per quel che riguarda il carbone, i valori medi sono in accordo con i diversi riferimenti di letteratura [1] e si osserva un'evidente variabilità dei contenuti di radioattività a seconda del Paese di provenienza (in particolare per ^{238}U e ^{232}Th). Riguardo alle ceneri, i valori medi sono in accordo con i riferimenti di letteratura [1,19], non vi sono diversità di rilievo tra i dati delle tre centrali e viene confermata la prevalenza di radioattività nella componente leggera rispetto alla pesante.

Il rapporto tra i valori medi di ^{238}U nelle ceneri e nel carbone fornisce una stima grossolana del contenuto in ceneri del carbone (14%), compatibile con le stime di letteratura [19].

Tabella n. 5.2: Concentrazione di attività media (Bq/kg) nel carbone di varie origini (tra parentesi il range di misura).

Provenienza	N° campioni	^{232}Th	^{238}U (*)	^{40}K
Usa	16	11,1 (5-13)	15,8 (7-21)	70,1 (48-103)
Colombia	34	3,5 (2-6)	5,8 (3-11)	38,6 (14-81)
Sud Africa	25	26,3 (15-38)	29,9 (14-42)	28,2 (17-70)
Indonesia	16	7,1 (4-18)	6,2 (3-17)	49,1 (10-76)
Polonia	14	13,6 (9-18)	22,8 (14-31)	72,7 (37-94)
Venezuela	8	4,2 (3-5)	5,3 (4-6)	45,1 (3-58)
Cina	2	36,5 (36-37)	31,0 (31-31)	26,5 (23-33)
Russia	6	8,7 (7-11)	10,0 (8-12)	61,8 (42-93)
MEDIA	121	13,8	15,9	49,1

(*) stima basata sulla determinazione dei discendenti gamma emittenti del ^{226}Ra .

Tabella n. 5.3: Concentrazione di attività media nelle ceneri di tre centrali elettriche a carbone ENEL (Bq/kg).

Centrale	Tipo di ceneri	N° campioni	²³² Th	²³⁸ U (*)	⁴⁰ K
N°1	Pesanti	13	70	88	352
	Leggere	13	89	115	452
N°2	Pesanti	7	86	108	465
	Leggere	12	93	135	489
N°3	Pesanti	7	106	119	489
	Leggere	7	104	123	445
MEDIA	Pesanti	27	87	105	435
	Leggere	32	95	124	465

(*) stima basata sulla determinazione dei discendenti gamma emittenti del ²²⁶Ra.

5.4 Stima di dose alla popolazione (centrali a carbone)

L'ARPA Toscana ha sviluppato nel 2002 delle prime stime di impatto per le centrali italiane. Lo scenario considerato è quello di rilascio continuo di cenere in atmosfera da 6 centrali. Il modello di calcolo usato è il PC Cream [22], adattato al caso specifico. I dati di input sono le attività delle ceneri leggere delle centrali liguri (sottoinsieme di quelle in Tabella 5.3 per il periodo 1999-2000) e le singole quantità di ceneri immesse in atmosfera dalle centrali nel 1999, calcolate a partire dalla massa totale di ceneri leggere prodotte in Italia moltiplicata per la quota di carbone consumata dalle singole centrali ed assumendo un'efficienza di filtrazione del 99,5 %. Sono state calcolate le dosi individuali a diverse distanze dalla ciminiera e le dosi collettive per la popolazione della UE con varie assunzioni [16].

La Tabella 5.4 sintetizza i risultati della simulazione; le dosi, sia le individuali che le collettive, sono modeste.

Tabella 5.4: Stima delle dosi efficaci individuali e collettive per rilascio di ceneri leggere da centrali a carbone.

	Valore massimo	Radionuclidi prevalenti	Via critica principale	Valore minimo
Dose efficace individuale*	0,42 µSv	²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po (90%)	Ingestione di cibo contaminato	<0,1 µSv
Dose efficace collettiva	0,055 Sv-persona	²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po (45%)	Inalazione dalla nube	0,013 Sv-persona

*Calcolata a distanza d = 500 m.

Dallo studio risulta un rapporto dose efficace collettiva / energia lorda prodotta abbastanza costante tra le centrali (~0,1 Sv-persona /GW·anno). Sulla base di tale coefficiente è stato costruito l'andamento temporale per la dose collettiva da tutte le centrali a carbone italiane dovuta al rilascio di cenere in aria (Figura. 5.1).

Maggiori dettagli sulla metodologia di calcolo sono presentati nell'Allegato D).

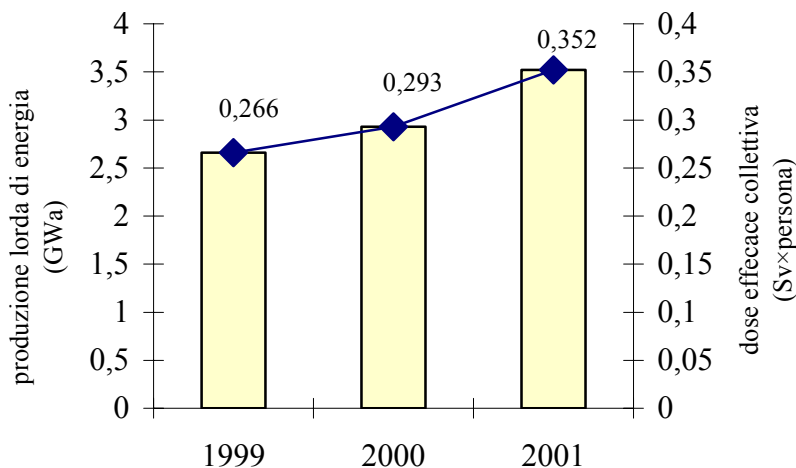


Figura n. 5.1: Andamento temporale per la dose efficace collettiva per il rilascio di ceneri da tutte le centrali a carbone italiane

6. ESTRAZIONE DI PETROLIO E GAS NATURALE

6.1 Ciclo lavorativo e criticità radiologiche

Negli impianti di estrazione, trattamento e trasporto degli idrocarburi si possono avere accumuli significativi di sostanze radioattive naturali, provenienti dai giacimenti e trasferite in superficie dai fluidi estratti. I livelli di contaminazione degli impianti e le concentrazioni di radionuclidi nei rifiuti tecnologici possono talvolta assumere valori rilevanti in relazione alla di protezione dei lavoratori e della popolazione da radiazioni ionizzanti.

I meccanismi di accumulo di NORM sono sostanzialmente differenti per gli impianti di estrazione e trattamento dell'olio e per quelli di trattamento e trasporto del gas.

Nei giacimenti l'olio si trova a contatto con rocce e acqua ('acque di strato o formazione' o anche 'acque connate'). Il greggio che fuoriesce dal giacimento viene convogliato in serbatoi metallici (separatori di fase), dove, a pressioni decrescenti, si separano gas, sedimenti e la maggior parte dell'acqua. La dissalazione del greggio viene effettuata sottoponendolo ad un trattamento con acqua e alcali, oppure con acqua e acidi, a seconda della natura acida o basica delle impurezze. Il processo di separazione continua attraverso una colonna di decantazione dove il petrolio si stratifica in alto, mentre la soluzione acquosa contenente i sali asportati si deposita sul fondo.

L'olio non presenta di norma concentrazioni significative di radionuclidi [23]; il vettore preferenziale per il trasporto dei radionuclidi, in particolare del radio, sono le acque di strato. Durante il processo si formano incrostazioni su tutte le superfici a diretto contatto con le acque di formazione, sia negli impianti di estrazione che in quelli di trattamento: giunti dei pozzi, teste di pozzo, separatori di fase, serbatoi di stoccaggio... Le incrostazioni possono contenere concentrazioni anche abbastanza elevate di radio e dei suoi discendenti. I radionuclidi veicolati dalle acque di strato possono accumularsi, oltre che nelle incrostazioni, anche in morchie e fanghi in più punti dell'impianto (separatori, sludge catcher, tank, API skimmer).

Gli idrocarburi gassosi possono trovarsi nei giacimenti associati al greggio, ma anche in giacimenti a sé stanti. Il gas fuoriesce dal terreno sotto forte pressione, in media 130-150 atm, con temperature di 20-25 °C; viene quindi espanso a 25-30 atm con conseguente riduzione di temperatura. La componente che in queste condizioni di pressione e temperatura si trova in fase liquida (ovvero gli idrocarburi più pesanti – pentani e superiori-) costituisce i cosiddetti ‘condensati’, i quali vengono separati dalla componente gassosa ed inviati alle raffinerie. I gas costituiti da solo metano vengono direttamente utilizzati come tali, dopo desolforazione ed eventuale decarbonatazione.

Il gas estratto può contenere una quantità significativa di radon (soprattutto ^{222}Rn). I prodotti del decadimento del radon presente nei gas estratti possono formare nuclei di condensazione, che successivamente si accumulano in condensati e morchie o si depositano sulle pareti dei componenti dando origine alla formazione di film sottili contenenti ^{210}Pb , ^{210}Po e ^{210}Bi .

I principali problemi di radioprotezione, quindi, riguardano la gestione di questo rifiuto tecnologico, la dispersione accidentale di materiale contenente NORM, l’eventuale rilascio nell’ambiente di acqua connata a valle della separazione. Va sottolineato che il livello di attenzione alla gestione dei NORM da parte dell’industria estrattiva è solitamente elevato.

6.2 Censimento delle attività produttive in Italia

Le principali compagnie che svolgono attività estrattiva in Italia sono ENI (divisione Exploration & Production) ed Edison GAS. L’attività estrattiva prevalente riguarda il gas naturale, con $13.8 \times 10^9 \text{ m}^3$ e $1.4 \times 10^9 \text{ m}^3$ rispettivamente prodotti nel 2001 da ENI ed Edison GAS. Nel 2001 il 22.4% della produzione totale ENI di idrocarburi era costituito da petrolio. Nella Figura 6.1, che mostra la distribuzione dei pozzi ENI in Italia (circa 7000, organizzati in 4 distretti), si nota la presenza di pozzi off-shore e una importante direttrice (dorsale appenninica) per i pozzi on-shore. La Edison dispone invece di 46 concessioni e 44 permessi esplorativi. Le fonti utilizzate sono rapporti del 2001 delle compagnie e contatti diretti con le medesime.

6.3 Concentrazione di attività nei materiali

Nel 1992 è stata svolta una massiccia indagine su impianti ENI, con misure di intensità di dose gamma e di concentrazioni di attività di ^{238}U , ^{232}Th e ^{226}Ra nelle incrostazioni e nelle acque di formazione [24]: centinaia di pozzi, decine di centrali e di campi a terra e a mare, sia di petrolio che di gas, sono stati monitorati in Italia e in Africa. La Tabella 6.1 sintetizza i dati di concentrazione in campioni provenienti da due impianti italiani, fra cui si notano due valori elevati di ^{226}Ra in incrostazioni di pozzi di petrolio (migliaia di Bq/kg) e un valore elevato di ^{226}Ra nell’acqua di formazione di un pozzo “misto” (20 Bq/kg; l’intervallo di riferimento per il contenuto di ^{226}Ra nelle acque potabili italiane è $2 \times 10^{-4} \div 1,2 \text{ Bq/kg}$ [25]).

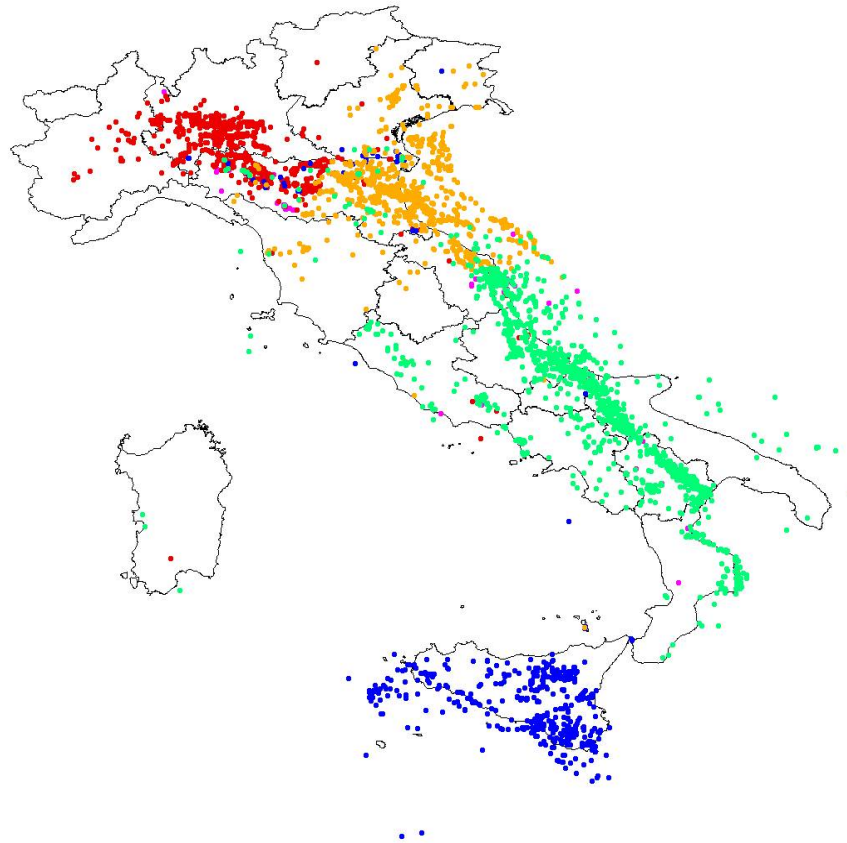


Figura n.6.1: Ubicazione dei pozzi ENI (divisione Exploration & Production) in Italia, organizzati in distretti (rosso e arancio: Ravenna e Treviso - verde: Ortona e Val d'Agri - blu: Gela).

Tabella n. 6.1: Concentrazioni di attività di ^{238}U , ^{232}Th e ^{226}Ra in incrostazioni e acque di formazione di impianti italiani (Bq/kg).

Tipo camp.	Sito	Impianto	Idrocarburo	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra
Incrostazioni	Pianura Padana	Centro olio	Liquido	< 0,9	< 0,8	2.890 ± 578
		Centro olio	Liquido	< 0,9	< 0,8	1.126 ± 225
		Estrazione	Misto	< 0,9	< 0,8	120 ± 24
		Centrale gas	Gas	$23,8 \pm 4,3$	$18,9 \pm 3,8$	30 ± 6
		Centrale gas	Gas	$53,8 \pm 10,8$	< 0,8	< 2,7
	Italia merid.	Centro olio	Liquido	$11,3 \pm 2,3$	< 0,8	110 ± 22
Acque di formazione	Pianura Padana	Estrazione	Misto	$< 4,5 \times 10^{-3}$	$< 4,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^1 \pm 4,0$
		Centro olio	Liquido	$1,5 \times 10^{-2} \pm 3,0 \times 10^{-3}$	$< 4,0 \times 10^{-3}$	$2,3 \times 10^{-1} \pm 4,6 \times 10^{-2}$
	Adriatico	Piattaforma Offshore	Gas	$7,3 \times 10^{-3} \pm 1,5 \times 10^{-3}$	$< 4,0 \times 10^{-3}$	$6,0 \times 10^{-2} \pm 1,2 \times 10^{-2}$

Tabella n. 6.2: Livelli di radioattività dei principali rifiuti degli impianti ENI italiani di estrazione di gas e petrolio.

Rifiuti/materiali stoccati	Quantità all'anno	Valori tipici	Valori di picco	Note
Acque di produzione	1.380.000 m ³ (1999)	²²⁶ Ra ≤ 0,8 Bq/l	²²⁶ Ra 6 ÷ 7 Bq/l	90% reiniettata nel giacimento
Fanghi	≤ 2.000 t (1999)	²²⁶ Ra 20÷80 Bq/kg	²²⁶ Ra 600÷1.600 Bq/kg	In separatori e serbatoi
		²¹⁰ Pb 10÷30 Bq/kg	²¹⁰ Pb 500 Bq/kg	
Tubini	15 – 20 (all'interno presenza di NORM)	≥ doppio della radiazione di fondo	1 µGy/h	Contaminazione consistente nelle incrostazioni delle condutture

In Tabella 6.2 vengono presentati dei dati a livello nazionale aggiornati sui livelli di radioattività riscontrati in rifiuti e materiali stoccati in impianti di estrazione di gas naturale e petrolio di ENI div. Exploration & Production. È necessario precisare che i valori di picco si registrano piuttosto raramente a differenza dei valori tipici.

6.4 Raffinerie

Le raffinerie sono state considerate nel censimento in quanto ricadono nel campo di applicazione del D.L.vo n° 241/00, ma non è stato ancora approfondito il loro ciclo lavorativo in connessione con il problema NORM.

Secondo le informazioni riportate sul sito del Ministero dell'Ambiente aggiornate al 31/12/99 (le raffinerie rientrano nella legislazione sulle industrie a rischio di incidente rilevante), in Italia vi sono attualmente 18 raffinerie (8 al nord, 6 al centro e 4 al sud), ma il loro numero potrebbe essere più alto (fonte: Registro Imprese, Camera di Commercio 1999).

Anche le raffinerie sono implicitamente incluse nella Direttiva IPPC.

7. LAVORAZIONE DELLA BAUXITE

L'alluminio può essere prodotto a partire dalla lavorazione della bauxite in allumina o direttamente dal rottame.

La bauxite è una roccia la cui composizione è caratterizzata dalla presenza di diverse specie mineralogiche tra cui prevalgono gli ossidi e gli ossidi idrati di alluminio e di ferro (diaspro, gibbsite e goethite). La quantità di idrossido di alluminio varia nei differenti depositi tra il 30 e il 75%.

In genere un deposito bauxitico si presenta sotto forma di aggregato di consistenza litica nel quale si trovano dei noduli di forma tondeggianti. Il colore della bauxite è in genere rosso cupo con irregolari macchie biancastre.

Esistono 50 raffinerie di allumina nel mondo con una produzione di 55 Mt/anno, tra queste 6 si trovano in Europa con una produzione di 6,4 Mt/anno.

In Italia l'estrazione dell'allumina dalla bauxite viene fatto da una sola azienda ed ha una produzione di 1.020.000 t/anno.

Il processo è basato sulla digestione della bauxite con soda caustica ad alte temperature e pressioni.

L'allumina contenuta nella bauxite (circa il 50%) viene dissolta nella fase caustica, dove si separa; successivamente l'allumina viene precipitata come idrato e mandata alla calcinazione, dove a temperature di circa 1000°C l'idrato si trasforma nell'ossido di alluminio (*allumina*) attraverso l'eliminazione dell'acqua di cristallizzazione.

I componenti non estratti rappresentano i residui di processo (*fanghi rossi*), che vengono stoccati in depositi nelle vicinanze dell'azienda.

Nel 2004 ARPAV ha condotto alcune misure di spettrometria gamma in materie prime e residui di lavorazione dell'unica azienda italiana d'estrazione dell'allumina dalla bauxite [6].

Tabella n. 3.13: Concentrazioni di attività (Bq/kg) in materie prime e residui del processo di produzione dell'alluminio (tra parentesi è indicata l'incertezza percentuale al 68% del livello di confidenza).

Campioni	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³⁵ U	²³² Th	⁴⁰ K
Bauxite	97 (18)	91 (6)	7 (22)	129 (6)	2 (11)
Fanghi rossi	104 (16)	90 (6)	6 (14)	118 (6)	15 (7)
Polveri elettrofiltro	9 (25)	0,1 (13)	< 0,41	0,5 (13)	3 (8)
Polveri altri filtri	< 10	< 0,2	< 0,3	0,5 (11)	< 1,4

8. ALTRE LAVORAZIONI

8.1 Miniere di uranio

Verso la fine degli anni 70 sono state attive in Italia, a livello di stadio di ricerca, due miniere di uranio entrambe site in Lombardia, successivamente abbandonate in seguito al tramonto del progetto nucleare nazionale.

L'impatto radiologico sull'ambiente dovrebbe essere stato limitato dalla scelta di utilizzare, per la fase esplorativa, tunnel "sterili" paralleli a quelli di mineralizzazione uranifera: i residui sarebbero dunque prevalentemente di origine "sterile" [26].

8.2 Estrazione di stagno dai minerali

Da contatti con l'Associazione di categoria (Assomet) risulta non sussistano in Italia aziende che producono stagno a partire dal minerale.

8.3 Lavorazioni al momento non indagate

Rimangono da organizzare indagini preliminari sulla consistenza e sul ciclo produttivo di una serie di attività lavorative finora mai indagate e previste dall'Allegato I-bis del D.Lgs. 241/2000:

- lavorazione di minerali nella estrazione di ferro-niobio da pirocloro;
- lavorazione di terre rare;
- lavorazione ed impiego di composti del torio, per quanto concerne elettrodi per saldatura con torio, produzione di lenti o vetri ottici e reticelle per lampade a gas;
- produzione di pigmento al biossido di titanio.

È, inoltre, in previsione uno studio specifico sulla geotermia, attività non compresa tra quelle previste dal D.Lgs. 241/2000, ma ugualmente interessante da approfondire.

BIBLIOGRAFIA

1. UNSCEAR, 1982, Sources and Effects of Ionising Radiation, United Nations, New York.
2. Assofertilizzanti, comunicazioni personali, 2002.
3. ISTAT, La distribuzione per uso agricolo dei fertilizzanti, 2003.
4. Bruzzi L., Canali M.E., Luciali P., Righi S. Misure di radioattività naturale e di radon in un impianto di produzione di fertilizzanti complessi. Atti del Convegno Nazionale "Problemi e tecniche di misura degli agenti fisici in campo ambientale", 3-5 aprile 2001, Provana in Parella (TO).
5. Bruzzi L., Comunicazione personale, 2002.
6. Trotti F. et al., The inventory and radiological impact of Naturally Occurring Radionuclides in some Italian non-nuclear industries, NORM IV Conference – Szczyrk (Poland) 2004, May 16th - 21th.
7. UNSCEAR, 2000, Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York.
8. UNSCEAR, 1993, Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York.
9. D.Lgs. n° 241/2000 "Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti", Suppl. ord. G.U. n. 203 del 31/08/00.
10. Belli M. et al., Le discariche di fosfogessi nella laguna di Venezia: valutazioni preliminari dell'impatto radiologico, ANPA, Serie Stato dell'Ambiente 8/2000.
11. Radiation Protection 95, Reference levels for workplaces processing materials with enhanced levels of naturally occurring radionuclides. A guide to assist implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning radiation sources, European Commission: Environmental, Nuclear Safety and Civil Protection (1999).
12. Bruzzi L., Cazzoli S., Mele R., Tenaglia A., Radioattività naturale nei prodotti ceramici per l'edilizia: le piastrelle ceramiche, Cer. Acta 3 n. 3 (1991), pagg. 27-36.
13. Assopiastrelle, CerAnnuario, 2003-2004.
14. Deng W. Et al., Radioactivity in zircon and building tiles, Health Physics, volume 73, n. 2 (1997), pp. 369-372.
15. Zampieri C. et al., A study concerning NORM in refractories industries, NORM IV Conference – Szczyrk (Poland) 2004, May 16th - 21th.
16. Trotti F. et al., Towards the identification of work activities involving NORM in Italy, NRE VII Symposium Proceedings, Rodhes, May 20-25 2002, in fase di pubblicazione.

17. Harvey D. S., Natural Radioactivity in Iron and Steel Production, NORM II Symposium Proceedings, Krefeld (Germany), November 10-13 1998, pagg. 62-66.
18. Radiation Protection 115, Investigation of a Possible Basis for a Common Approach with Regard to the Restoration of Areas Affected by Lasting Radiation Exposure as a Result of Past or Old Practice or Work Activiy, di Vandenhove H. e Zeervaert T., European Commission: Environment Directorate-General, (1999).
19. Penfold J. S. S. et al., Assessment of the radiological impact of coal-fired power stations in the United Kingdom, Symposium Proceedings, Krefeld (Germany), November 10-13 1998.
20. Borio R., Campos Venuti G., Risica S., Simula S, Radioactivity connected with coal burning, The Science of the total environment, 45 (1985), pp. 55-62.
21. Maggiolo S., Garbarino L., Calimero M., Bussallino M., comunicazione personale, 2001.
22. Radiation Protection 72, Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment. European Commission: Environmental, Nuclear Safety and Civil Protection (1995).
23. Hamlat M. S. et al., Naturally occurring radioactive materials in Algeria, NORM II Symposium Proceedings, Krefeld (Germany), November 10-13 1998.
24. Testa C., desideri D., Meli M. A., Roselli C., Bassignani A., Colombo G., Fresca Fantoni R., Radiation protection and radioactive scales in oil and gas production, Health Physics, Vol. 67 (1994), pp. 34-38.
25. Sgorbati G., Forte M., Determination of U-238 and 226Ra concentrations in drinking waters in Lombardia region. Communication to UNSCEAR Secretariat (1997).
26. Bassignani A., Fenzi A., Ippolito D., Pessina C. M. Physical and environmental surveillance in uranium exploration galleries, Occupational radiation safety in mining, Vol. 2 (1984), pp. 371-376.

ALLEGATI

Allegato A
Inquadramento normativo

Allegato B
Banca dati

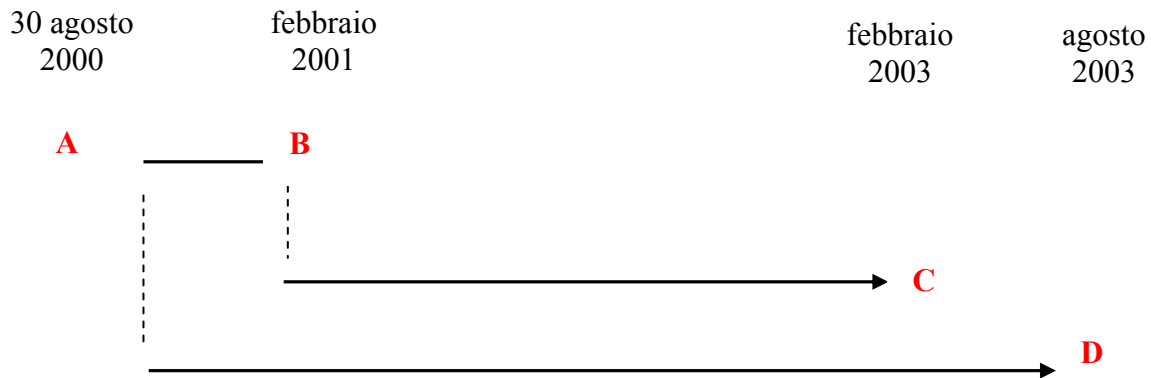
Allegato C
Ciclo lavorativo per la macinazione di sabbie zirconifere e per la smaltatura

Allegato D
Valutazione d'impatto di una centrale a carbone mediante PC-CREAM

Allegato A – Inquadramento Normativo

Il Decreto Legislativo 26 maggio 2000 n. 241, emanato in attuazione della Direttiva 96/29 Euratom in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti, integra e modifica il D. L.vo n. 230/1995 senza abrogarlo. Il Capo III-bis del Decreto Legislativo 230/95 (introdotto dal dlgs. 241/2000 all' art. 5) è dedicato alle "esposizioni da attività lavorative con particolari sorgenti naturali di radiazioni". In particolare all'art. 10 bis, comma 1, lettere c) e d) sono menzionate le "attività lavorative implicanti l'uso o lo stoccaggio di materiali o la produzione di residui abitualmente non considerati radioattivi ma che contengono radionuclidi naturali e provocano un aumento significativo dell'esposizione dei lavoratori e, eventualmente, di persone del pubblico".

Per tali attività lavorative, l'art. 10-ter e l'art. 10-quater prevedono l'effettuazione di valutazioni preliminari di dose sulla base di misurazioni, per le quali ci si avvale dell'esperto qualificato, e introducono un livello di azione pari a 0,3 mSv/anno di dose efficace per le persone del pubblico e 1 mSv/anno per i lavoratori. Nel caso in cui le esposizioni valutate non superino il livello di azione, l'esercente non è tenuto a nessun altro obbligo eccettuata la ripetizione delle valutazioni con cadenza triennale (ogni anno nel caso in cui risulti superato l'80% del livello di azione). Se invece il livello di azione viene superato devono essere inviate una comunicazione ed una relazione scritta inerente la valutazione all'ARPA/APPa, al Servizio Sanitario Nazionale e alla Direzione generale del lavoro; devono essere adottati interventi volti alla riduzione delle grandezze misurate a livelli più bassi del valore fissato, e si deve procedere nuovamente alla verifica; in caso di persistenza dei superamenti deve essere applicato un sistema di radioprotezione. Di seguito si riporta uno schema della tempistica degli adempimenti previsti dal D.Lgs 241/00:



- A. Pubblicazione sulla Gazzetta Ufficiale
- B. Insediamento della Sezione speciale della Commissione tecnica per le esposizioni a sorgenti naturali di radiazioni
- C. Emissione criteri per individuazione delle situazioni di maggiore esposizione e linee guida per metodi di misura
- D. Inizio valutazioni (con relazione) dell'EQ basate su misurazioni.
Le relative relazioni devono essere preparate entro:
 - 24 mesi da agosto 2003 per le esistenti
 - 24 mesi dall'inizio dell'attività per le nuovee inviate entro 1 mese dalla predisposizione

Allegato B - Banca dati

The screenshot shows a software window titled 'mStabilimenti : Maschera' with the main heading 'STABILIMENTI'. At the top, there are input fields for 'Nome Stabilimento' and 'ID (store)', and a dropdown for 'Ditta' with buttons for 'Dettagli ditta' and 'Nuova ditta'. Below this is a tabbed interface with five tabs: 'Anagrafica', 'Camini', 'Materie Prime', 'Prodotti', and 'Residui'. The 'Anagrafica' tab is selected and contains the following fields: 'Indirizzo', 'Comune', 'CAP', 'Provincia', 'Telefono', 'Fax', 'E-mail', 'REA', 'Cod. ISTAT', 'In Esercizio' (checkbox), 'Anno di apertura', 'Anno di chiusura', 'Mesi di attività', 'Numero Addetti', 'Superficie (mq)', 'Area circostante', 'Latitudine', and 'Longitudine'. At the bottom, there is a record navigation bar showing 'Record: 1 di 1'.

Figura n. 1: Maschera di inserimento dei dati relativi allo Stabilimento. La scheda attiva mostra la parte dedicata alle informazioni anagrafiche dello Stabilimento che vengono archiviate.

This screenshot shows the same 'mStabilimenti : Maschera' window, but with the 'Camini' tab selected. The 'Anagrafica' fields are hidden. The 'Camini' tab contains a list of fields: 'Camino n°', 'Reparto', 'Altezza (m)', 'Sezione (mq)', 'Portata (Nmc/h)', 'Temperatura (°C)', 'Sistema di abbattimento', and 'Efficienza'. The record navigation bar at the bottom also shows 'Record: 1 di 1'.

Figura n. 2: Maschera di inserimento dei dati relativi allo Stabilimento. La scheda attiva mostra la parte dedicata alle informazioni dei camini dello Stabilimento che vengono archiviate.

The screenshot shows a software window titled "mStabilimenti : Maschera" with the main heading "STABILIMENTI". At the top, there are input fields for "Nome Stabilimento" and "ID (store)", and a dropdown for "Ditta" with buttons for "Dettagli ditta" and "Nuova ditta". Below this is a tabbed interface with five tabs: "Anagrafica", "Camini", "Materie Prime", "Prodotti", and "Residui". The "Materie Prime" tab is selected and active. It contains a form with the following fields: "Materiale" (dropdown), "Quantità (t/anno)" (text), "Provenienza / fornitore" (text), "Deposito" (dropdown), "Anno" (text), and "Note" (text). At the bottom of the form area, there are navigation controls for records, showing "Record: 1 di 1".

Figura n. 3: Maschera di inserimento dei dati relativi allo Stabilimento. La scheda attiva mostra la parte dedicata alle informazioni relative alle materie prime usate nello Stabilimento.

The screenshot shows the same software window "mStabilimenti : Maschera" with "STABILIMENTI" as the main heading. The fields for "Nome Stabilimento", "ID (store)", and "Ditta" are the same as in Figure 3. The "Prodotti" tab is now selected and active. The form in this tab includes: "Materiale" (dropdown), "Quantità (t/anno)" (text), "Caratteristiche" (text), "Utilizzo" (text), "Deposito" (dropdown), "Anno" (text), and "Note" (text). The record navigation controls at the bottom show "Record: 1 di 1".

Figura n. 4: Maschera di inserimento dei dati relativi allo Stabilimento. La scheda attiva mostra la parte dedicata alle informazioni relative ai prodotti che vengono realizzati nello Stabilimento.

The screenshot shows a software window titled "mStabilimenti : Maschera" with a main heading "STABILIMENTI". At the top, there are input fields for "Nome Stabilimento" and "ID" (with a dropdown menu showing "store"). Below these are a "Ditta" dropdown menu and two buttons: "Dettagli ditta" and "Nuova ditta". A tabbed interface is present with five tabs: "Anagrafica", "Camini", "Materie Prime", "Prodotti", and "Residui". The "Residui" tab is selected and contains the following fields: "Materiale" (dropdown), "Quantità" (text), "Unità di misura" (dropdown), "Reparto" (dropdown), "Camino n°" (dropdown), "Riutilizzo (%)" (text), "Destinazione residuo" (text), "Anno" (text), and "Note" (text). At the bottom of the window, there are navigation controls for records, showing "Record: 1 di 1".

Figura n. 5: Maschera di inserimento dei dati relativi allo Stabilimento. La scheda attiva mostra la parte dedicata alle informazioni relative ai residui di lavorazione che vengono prodotti nello Stabilimento.

The screenshot shows a software window titled "Ditte" with a main heading "DITTA". It contains several input fields: "ID Ditta" (with a dropdown menu showing "store"), "Nome o Ragione Sociale" (text), "Settore produttivo" (dropdown), "Indirizzo" (text), "Comune" (text), "CAP" (text), "Provincia" (dropdown), "Descrizione attività" (text), "Telefono" (text), "Fax" (text), and "E-mail" (text). A section titled "Referente" contains four fields: "Nome e cognome", "Funzione", "Telefono", and "E-mail". At the bottom of the window, there are navigation controls for records, showing "Record: 1 di 1".

Figura n. 6: Maschera di inserimento dei dati relativi alla Ditta, che può essere associata a uno o più Stabilimenti.

Figura n. 7: Maschera di inserimento dei dati relativi ai materiali (materie prime, prodotti o residui) in ingresso ovvero in uscita dallo Stabilimento. Ogni materiale è associato a valori di concentrazione di attività che lo caratterizzano.

Figura n. 8: Maschera di inserimento dei dati relativi alle concentrazioni di attività: ad ogni materiale è associato l'elenco dei principali radionuclidi con i rispettivi valori di attività misurati in spettrometria gamma ovvero con analisi di radiochimica.

Figura n. 9: Maschera di inserimento di dati di corredo, utili alla caratterizzazione delle attività lavorative in esame.

Allegato C – Ciclo lavorativo per la macinazione di sabbie zirconifere e per la smaltatura

1. Macinazione sabbie zirconifere

I mulini sono tamburi ruotanti a sfere e lavorano in continua, ovvero le polveri vengono continuamente immesse da un ingresso posto su una base del cilindro e escono da un'uscita posta sull'altro lato. Le polveri vengono trasportate attraverso le varie fasi della lavorazione in modo automatico e attraverso canali coperti.

Nella macinazione a secco un flusso continuo di aria spinge la sabbia attraverso il mulino. Prima dell'immissione nell'ambiente questo flusso viene depurato tramite filtri a manica; le polveri depositate sui filtri vengono riciclate direttamente in questa fase della produzione. Nella macinazione a umido è la continua immissione di acqua e polveri che spinge l'impasto attraverso il mulino. Per ottenere barbotine con polveri sempre più fini vengono utilizzati più mulini in serie con sfere sempre più piccole. La barbotina finale passa poi ai tini di stoccaggio, dove viene continuamente mescolata per evitare la decantazione, e quindi agli essiccatori (del tipo spray dry). Il vapore prodotto negli essiccatori viene fatto passare attraverso filtri a manica e quando questi vengono 'scossi' le polveri accumulate cadono insieme a quelle prodotte per essiccamento. Le polveri prodotte a umido o a secco vengono stoccate e insaccate in modo automatico.

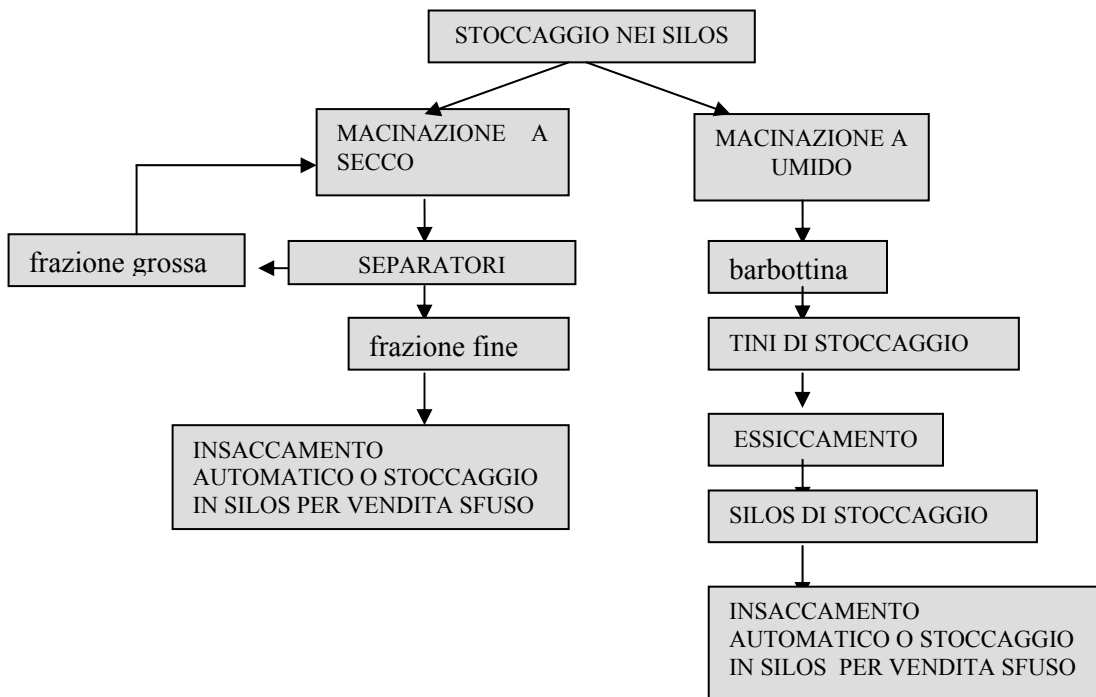


Figura n. 1: Schema a blocchi del processo produttivo in un'azienda Toscana di produzione di silicati di zirconio (macinazione di sabbie zirconifere).

2. Smaltatura

Lo smalto pronto per l'applicazione, sotto forma di sospensione acquosa di particelle fini (barbottina), viene ottenuto tramite macinazione a umido dei diversi componenti con tamburi ruotanti a sfere in funzionamento discontinuo.

Gli smalti vengono applicati sulle piastrelle essiccate nel ciclo della monocottura e sul biscotto (piastrelle essiccate cotte) nel ciclo della bicottura. La smaltatura viene effettuata su linee continue, attrezzate con diverse macchine di applicazione (Figura n. 2). Viene impiegata acqua: per la macinazione (quindi come costituente della barbottina), per il lavaggio dei mulini e per il lavaggio delle macchine di applicazione. Il trattamento delle acque reflue, se presente, è generalmente unico e tratta le acque provenienti da tutti i reparti.

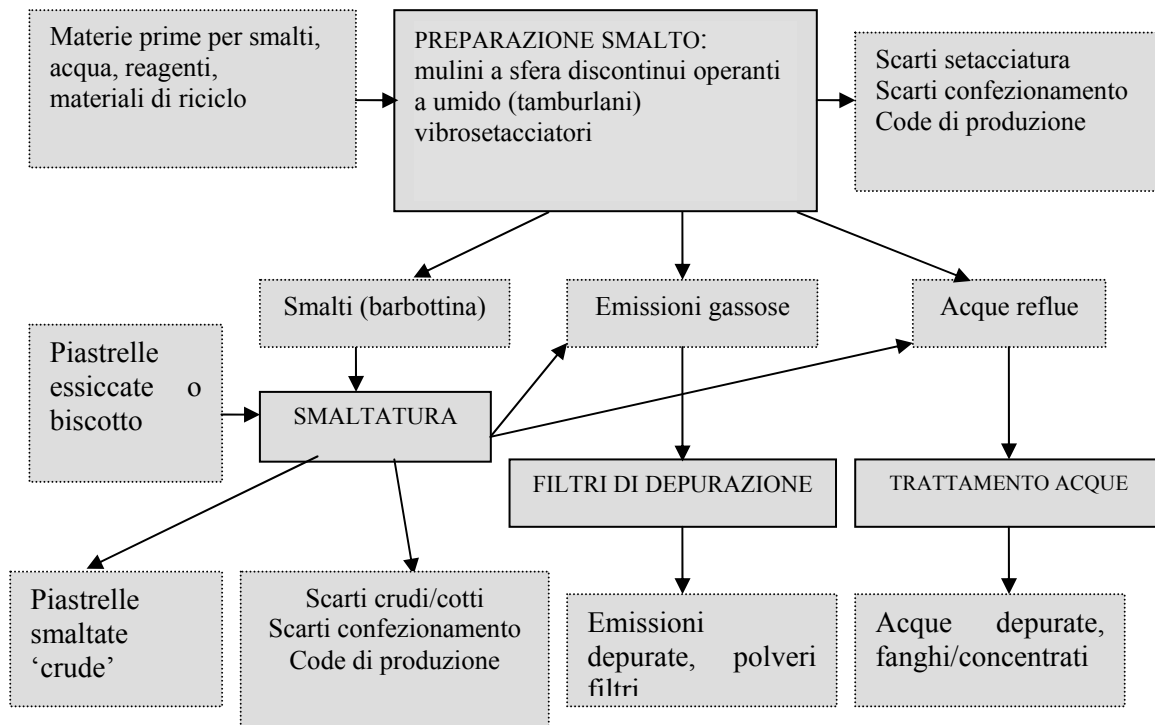


Figura n. 2: Schema a blocchi del processo di smaltatura.

Allegato D – Valutazione d’impatto di una centrale a carbone mediante PC-CREAM

1. Descrizione generale di PC-CREAM

La metodologia CREAM (Consequence of Realeases to the Enviroment Assessment Methodology) è costituita da una serie di modelli matematici e di dati che permettono di calcolare l’impatto ambientale dovuto al rilascio continuativo di sostanze radioattive in atmosfera, mare e fiumi, da parte di qualsiasi tipo d’impianto. Tale metodologia è ampiamente descritta in (SIMMONDS, 1995).

Il sistema PC-Cream, sviluppato al National Radiation Protection Board, UK, si basa sulla metodologia CREAM e permette all’utente di introdurre dati specifici per valutare l’impatto ambientale in un sito d’interesse.

Il sistema è costituito da un insieme di 6 programmi, 5 dei quali (PLUME, DORIS, FARMALAND, RESUS e GRANIS) possono essere usati individualmente o per produrre librerie specifiche per il calcolo della dose, effettuato con il programma principale ASSESSOR.

In sintesi, i 6 programmi effettuano le seguenti stime:

- ASSESSOR : valuta l’impatto radiologico (dose) dovuto al rilascio di radionuclidi in ambiente atmosferico, marino e fluviale;
- PLUME : valuta la dispersione di radionuclidi dovuta al rilascio continuativo in atmosfera;
- DORIS : valuta la dispersione di sostanze radioattive nelle acque costiere circostanti i paesi Europei;
- FARMALAND : valuta il trasferimento negli alimenti di radionuclidi rilasciati in atmosfera e depositati nel terreno;
- RESUS : valuta la concentrazione di attività in aria dovuta ai radionuclidi depositati sul terreno e risollepati dal vento.
- GRANIS : valuta la dose esterna prodotta da emissioni gamma da radionuclidi depositati al suolo.

Il programma principale ASSESSOR permette di calcolare la dose efficace individuale e collettiva, come definita in ICRP 60 (ICRP, 1991), usando i coefficienti di dose riportati in ICRP 72 (ICRP, 1996). Sono prese in considerazione 3 fasce d’età: infanti (fino ad 1 anno), bambini (fino a 10 anni) e adulti. La dose può essere calcolata con diversi tempi d’integrazione: 1, 50, 500, 10^4 e 10^5 (∞) anni per la dose collettiva e 1, 5 e 50 anni per la dose individuale. La dose individuale può essere calcolata sia per individui con abitudini considerate tipiche o medie, sia per individui soggetti ad un livello critico di esposizione (“gruppo critico”). La dose collettiva può essere calcolata scegliendo come popolazione quella del Regno Unito, dell’Europa o mondiale.

Sebbene il programma permetta di calcolare l’impatto dovuto al rilascio continuativo in diversi ambienti (atmosfera, mare e fiumi), in questo studio preliminare ci siamo occupati esclusivamente della stima d’impatto radiologico dovuto al rilascio in atmosfera, che rappresenta la parte più corposa e più significativa del programma.

2. ASSESSOR : valutazione d'impatto da rilascio in atmosfera

Il rilascio di sostanze radioattive in atmosfera può portare all'esposizione della popolazione secondo diverse modalità. Le vie d'esposizione dovute ai radionuclidi in sospensione nell'aria sono essenzialmente due: irradiazione esterna da fotoni ed elettroni emessi come risultato del processo di decadimento radioattivo ed irradiazione interna in seguito alla loro inalazione. La concentrazione di radionuclidi presenti nella nube di scarico è soggetta ad una graduale diminuzione a causa del decadimento radioattivo e del deposito in superficie. I radionuclidi depositati al suolo possono essere causa d'esposizione per diverse vie: possono essere rimessi in sospensione nell'aria dal vento o per intervento umano e quindi inalati; il loro decadimento radioattivo provoca il rischio d'esposizione esterna da fotoni ed elettroni; depositati sulla vegetazione o sul terreno possono trasferirsi agli alimenti ed essere quindi fonte d'esposizione interna.

Le vie d'esposizione prese in considerazione dal programma sono le seguenti:

- Inalazione di radionuclidi presenti nella nube di scarico o risollepati dal vento;
- Irraggiamento esterno gamma/beta da radionuclidi in sospensione nell'aria;
- Irraggiamento esterno gamma/beta da radionuclidi depositati in superficie;
- Irraggiamento interno a causa del consumo dei seguenti alimenti: carne/fegato di pecora o di mucca, latte e suoi derivati, verdura in foglia, patate, frutta e frumento.

I modelli matematici usati in ASSESSOR sono descritti dettagliatamente in (SIMMONDS, 1995). In sintesi, la dispersione atmosferica è calcolata a partire da un modello gaussiano, la deposizione "secca" (*dry deposition*) da un modello semplice di diminuzione progressiva della sorgente e la deposizione dovuta alla pioggia (*wet deposition*) considerando un coefficiente di *washout* (lavaggio). L'esposizione esterna da radionuclidi in sospensione nell'aria è stimata usando un modello *finite cloud* per l'irraggiamento gamma e *infinite cloud* per l'irraggiamento beta. Il trasferimento dei radionuclidi depositati sul terreno è rappresentato da modelli "a blocchi" che tengono conto della composizione del suolo e degli alimenti più importanti.

In ASSESSOR, così come in PLUME, selezionando un radionuclide, si tiene automaticamente conto, se ritenuto rilevante ai fini del calcolo della dose, anche del suo primo prodotto di decadimento.

Tutti questi modelli sono stati sviluppati e in generale applicati per ottenere una matrice di risultati che possa essere adattata ai maggiori siti nucleari europei per il calcolo della dose collettiva. All'utente è lasciata la possibilità d'immettere parametri specifici del sito quali i dati meteorologici e di sorgente (tipo di sostanze rilasciate e a che tasso). La concentrazione di attività nell'aria, la velocità di deposito e la dose esterna da radionuclidi in sospensione in funzione della distanza dalla sorgente, per unità di rilascio e per selezionate condizioni atmosferiche, sono fornite direttamente dal programma. La concentrazione di attività in aria e il tasso di dose esterna vengono poi combinate con la distribuzione spaziale della popolazione d'interesse del sito in questione, al fine di calcolare la dose collettiva per inalazione e irraggiamento esterno dalla nube di scarico. Il programma opera in modo simile riguardo al trasferimento attraverso il suolo dei radionuclidi depositati, la concentrazione di attività dovuta ai radionuclidi riportati in aria e la concentrazione integrata nel tempo di radionuclidi negli alimenti: le matrici dei valori di queste quantità, calcolate per unità di deposito e immesse nel programma sotto forma di default, vengono combinate con la distribuzione

spaziale della popolazione e della produzione agricola intorno al sito specifico, al fine di calcolare la dose collettiva alla popolazione d'interesse.

La distribuzione della popolazione e della produzione agricola intorno al sito sono rappresentate in forma di griglie polari centrate sulla sorgente e estese alla regione d'interesse. Per i maggiori siti nucleari europei, le griglie che rappresentano la distribuzione di popolazione e la produzione agricola sono state direttamente immesse nel programma come file di default. Per applicare il programma ad un sito non contemplato tra i suddetti (circa 80 di cui nessuno in Italia), griglie di distribuzione devono essere create dall'utente con analogo formato.

Per la valutazione della dose individuale, si richiedono informazioni sulla locazione degli individui rispetto alla sorgente e dei luoghi da cui provengono gli alimenti di produzione locale di cui tali individui fanno uso. La percentuale di alimenti di produzione locale consumati può essere inoltre selezionata dall'interfaccia del programma. La concentrazione di attività in aria e il tasso di dose esterna sono calcolati come per la dose collettiva. Per la stima dell'ingestione di radionuclidi e della dose esterna, sono richiesti inoltre dati sulle abitudini alimentari e di permanenza al di fuori della propria abitazione degli individui considerati.

Per la descrizione dell'impianto da cui vengono emesse le sostanze radioattive è presa in considerazione la possibilità di avere un impianto multi-sorgente, comprendente fino a 5 punti di rilascio (5 ciminiere). Specificando angolazione e distanza rispetto ad uno di questi punti-sorgente, preso come riferimento, possono essere considerati fino a cinque diversi punti-ricettori, che individuano cioè il punto dove viene effettuato il calcolo della dose individuale. Il programma riscalda opportunamente la concentrazione e la dose dovuta ai diversi punti-sorgente e ne somma i valori ottenuti al punto-ricettore considerato.

I risultati della dose vengono tabulati per ogni punto-ricettore e per ogni radionuclide, considerando separatamente l'eventuale contributo dovuto al primo prodotto di decadimento di ciascun radionuclide. E' possibile inoltre evidenziare il contributo alla dose derivante da ciascuna diversa via d'esposizione.

La distanza alla quale i radionuclidi possono essere trasportati in atmosfera dipende da molteplici fattori quali il tempo di decadimento radioattivo, la forma fisico-chimica, le condizioni del tempo e il processo di deposizione. In PC-CREAM la dispersione del materiale rilasciato è stata modellizzata fino a 3000 km, che rappresenta all'incirca l'estensione dell'Europa. Nella maggior parte dei casi i radionuclidi sono rimossi dall'atmosfera ben prima di aver percorso questa distanza. Tuttavia, alcuni radionuclidi, quali Trizio, Carbonio-14, Krypton-85 e Iodio-129, a causa della loro natura inerte e del lungo tempo di dimezzamento, possono essere trasportati per distanze molto maggiori diventando cioè globalmente distribuiti. In ASSESSOR sono stati introdotti risultati ottenuti da modelli ad hoc, che permettono di prendere in considerazione anche queste situazioni.

3. File di input forniti con PC-CREAM per la valutazione d'impatto dovuta al rilascio in atmosfera

PC-CREAM contiene numerosi file di dati che includono i risultati generici dei modelli e altri dati di default, quali ad esempio i coefficienti di dose. Molti di questi dati possono essere modificati dall'utente agendo direttamente sui file di dati (formato ASCII) di input o tramite i 5 programmi di supporto, creando delle librerie supplementari che possono essere immesse in ASSESSOR tramite interfaccia.

I dati necessari per il funzionamento di ASSESSOR e i relativi file di input contengono i seguenti dati:

- Matrici polari di concentrazione di attività (Bq m^{-3}), tasso di deposizione ($\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e tasso di dose dovuto all'irraggiamento gamma dalla nube (Sv y^{-1}) per unità di rilascio (1 Bq s^{-1}), per ventilazione uniforme e per ciascuna categoria di stabilità atmosferica (schema di Smith/Hosker con rugosità del terreno di 0.3 m). Un certo numero di altezze effettive di rilascio (0, 15, 30, 60 e 100 m) sono contemplate. Questo tipo di file si ottiene come output di PLUME;
- Coefficienti di dose efficace (Sv Bq^{-1}) dovuta ad ingestione e inalazione per infanti, bambini e adulti. File DC_ING.DAT per i coefficienti di ingestione; file DC_INH.DAT per i coefficienti di inalazione (ICRP, 1996);
- Dose esterna da irraggiamento gamma dovuta a radionuclidi depositati al suolo integrata su 1, 5, 50, 500, 10^4 e 10^5 (∞) anni per velocità di deposito unitaria per un anno (Sv per $\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$ per 1 anno). Questo tipo di file si ottiene come output da GRANIS;
- Dose beta esterna da radionuclidi depositati (Sv y^{-1} per Bq m^{-2}) (US DoE report, 1988). File DEPBET.DAT;
- Concentrazione di attività in aria di radionuclidi riportati in sospensione integrata per 1, 5, 50, 500, 10^4 e 10^5 (∞) anni (Bq y m^{-3} per $\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$ per 1 anno). Questo tipo di file si ottiene come file di output di RESUS;
- Tasso di dose dovuta ad irraggiamento beta dalla nuvola (Sv y^{-1} per Bq m^{-3}) (KOCHER, 1981). File CLOUDBET.DAT;
- Tasso di ingestione per le tre fasce d'età considerate (dati basati sui consumi nel Regno Unito (ROBINSON, 1996);
- Distribuzioni polari di popolazione e produzione agricola per i principali siti nucleari dell'Unione Europea. 10 file per ciascun sito, i cui nomi ed estensioni seguono una precisa convenzione (vedere manuale del PC-CREAM);
- Dose collettiva alla popolazione mondiale dovuta al ricircolo globale di alcuni radionuclidi. File GLOBALDATA.DAT.

4. File di input forniti dall'utente

Alcuni dati specifici del sito d'interesse devono essere forniti dall'utente sotto forma di file di testo. In particolare questi riguardano:

- Dati meteorologici: dati statistici su lungo periodo riguardanti la frequenza della direzione del vento, definita tramite settori angolari (generalmente $12 \times 30^\circ$) per

ciascuna categoria di stabilità. Il numero massimo di categorie è 10, mentre quello dei settori 18. In genere si usano le categorie di stabilità definite secondo lo schema Pasquill/Smith/Hosker, ovvero A, B, C, D, E, F in assenza di pioggia e C_r e D_r in presenza di pioggia. Esempi di file di dati meteorologici molto semplici sono inclusi in ASSESSOR e possono essere usati per una prima valutazione approssimata dell'impatto ambientale, nel caso in cui i dati specifici non siano disponibili. Generalmente questo tipo di file vengono indicati con l'estensione .MET.

- Dati di rilascio (dati sorgente): il tasso di rilascio di sostanze radioattive nell'atmosfera può essere inserito direttamente dall'interfaccia di ASSESSOR (i dati possono poi essere salvati su file, generalmente indicato con l'estensione .ADS). Uno specifico set di dati deve essere fornito per ciascun punto-sorgente. I dati da fornire per ciascun radionuclide che si vuole considerare sono, oltre ovviamente al nome, il tasso di rilascio in atmosfera ($Bq\ y^{-1}$), il tipo di assorbimento polmonare (S, M, F) e il fattore f_1 di trasferimento intestinale.
- Distribuzione della popolazione e della produzione agricola: come già detto, le griglie polari necessarie per il calcolo della dose collettiva sono disponibili di default in PC-CREAM solo per i maggiori siti nucleari europei. Nel caso si voglia analizzare un sito non contemplato, le griglie devono essere realizzate dall'utente con il formato indicato sul manuale del PC-CREAM e seguendo la convenzione per i nomi dei file indicata sempre nel manuale. In totale devono essere fornite 10 griglie contenenti dati riguardanti le distribuzioni della popolazione (.POP) e della produzione di: ortaggi (.GVG), patate (.RVG), cereali (.GRN), carne bovina (.CMT), fegato di mucca (.CLR), latte di mucca (.MLK), derivati del latte (.MPR), carne di pecora (.SMT) e fegato di pecora (.SLR).
- Dati sui consumi alimentari della popolazione considerata: questi dati non sono di per sé necessari al funzionamento del programma, dato che esso, come per altri tipi di dati, già contiene dei file di input. Questi, come già accennato, sono ricavati dai consumi alimentari del Regno Unito, che differiscono in modo significativo dai consumi dell'area mediterranea. E' pertanto consigliabile fornire al programma i consumi individuali degli alimenti sopraindicati sia per l'individuo "critico" che per quello medio rappresentativi della regione considerata. I dati dei consumi alimentari specifici possono essere immessi direttamente dall'interfaccia di ASSESSOR.

5. Principali modifiche apportate al programma

Le modifiche che abbiamo apportato al programma sono essenzialmente due:

- inserimento dei dati concernenti i radionuclidi di origine naturale e creazione delle opportune librerie tramite i programmi di supporto: PLUME, GRANIS, RESUS e FARMALAND;
- modifica del file di uscita di PLUME che permette di considerare valori dell'altezza efficace della ciminiera maggiori del valore massimo selezionabile dall'interfaccia del programma.

La prima modifica è necessaria qualora si voglia prendere in considerazione una qualunque attività lavorativa o industriale che implica la presenza di NORM. La seconda invece rappresenta un esempio d'intervento su PC-CREAM atto a risolvere

un'esigenza più specifica, come quella di poter considerare una particolare altezza del punto di rilascio il cui valore non sia previsto dal programma. Nei due paragrafi che seguono, esaminiamo più in dettaglio i due punti.

6. Inserimento dei radionuclidi di origine naturale nel database di ASSESSOR

La lista dei radionuclidi disponibili per la valutazione può essere visualizzata dall'interfaccia del programma ASSESSOR, consultando il Menu alla voce *Nuclide Available* (nella stessa finestra è possibile visualizzare anche quali radionuclidi sono inseriti nelle singole librerie prodotte dai programmi di supporto o contenute nei file di input). La stessa lista compare in forma interattiva (si possono cioè selezionare i radionuclidi di interesse) alla voce *Discharge Data* del Menu *Atmospheric Assessment*. Come abbiamo detto precedentemente i radionuclidi di default, che cioè possono essere selezionati senza nessuna modifica, sono per lo più radionuclidi artificiali.

L'inserimento di un nuovo radionuclide nella lista prevede come primo passo l'eventuale introduzione dei dati ad esso relativi nei seguenti file di input:

- DC_ING.DAT e DC_INH.DAT
- CLOUDBET.DAT
- DEPBET.DAT

I dati contenuti in ciascuno di questi file e le referenze dove tali valori sono reperibili sono state indicate al Paragrafo 4.3. Si noti che il primo numero che compare all'inizio di ciascun file indica il numero di radionuclidi contenuti nel file stesso. E' necessario pertanto cambiare tale numero in funzione delle modifiche effettuate.

Per ottimizzare al massimo il programma è consigliabile produrre il database necessario, considerando tutti i radionuclidi d'interesse simultaneamente. E' pertanto opportuno inserire *tutti* i radionuclidi che si vuole processare anche se i dati ad essi relativi non sono disponibili per tutte le quantità richieste nei file di input sopra citati. In questi casi, il valore non reperito va posto uguale a zero³.

Nel nostro caso abbiamo aggiunto, ove mancanti, i radionuclidi appartenenti alle catene dell'²³⁸U e del ²³²Th (25 radionuclidi). I radionuclidi appartenenti alla catena dell'²³⁵U e il ⁴⁰K, sono meno significativi nel nostro caso e non sono stati considerati.

La seconda fase per rendere nuovi radionuclidi disponibili per ASSESSOR consiste nel creare le librerie contenenti i radionuclidi d'interesse con i vari programmi di supporto.

In seguito riportiamo le opzioni d'ingresso dei vari programmi scelte per realizzare le librerie. Tali opzioni possono essere salvate su file dal corrispondente programma.

PLUME :

- schema di stabilità atmosferica: Pasquill
- altezza efficace della ciminiera $h_e = 100$ m. Nel seguito vedremo come è stato possibile modificare il file di uscita (PLUME100.PS!) in modo da poterlo riferire ad un diverso valore di h_e ;
- rugosità del terreno = 0.3 m. Questo valore, corrispondente alla rugosità stimata per le zone agricole, è preso come valore standard in CREAM (SIMMONDS, 1995);

³ In generale, se un radionuclide non è contemplato nelle referenze da cui i file hanno origine, significa che esso non è rilevante per la valutazione delle quantità riportate in ciascun file ed è quindi giustificato porre il suo valore uguale a zero.

direzione del vento uniforme. Questa opzione è espressamente richiesta per creare una libreria per ASSESSOR (vedi manuale): i dati meteorologici specifici del sito vanno inclusi successivamente in ASSESSOR;

- distanze considerate = 20, comprese tra 0.5 km e 3000 km. I valori delle distanze sono stati scelti uguali a quelli su cui sono state create le griglie polari della distribuzione della popolazione e della produzione agricola. Questo non è strettamente necessario (basta che le distanze considerate coprano la stessa area), ma permette una maggiore efficacia del sistema.
- Radionuclidi considerati = 21, 11 dei quali danno luogo, come primo prodotto di decadimento, ad un radionuclide rilevante. Tutti i radionuclidi risultanti come “figli” (tranne il ^{212}Po), sono stati considerati nella stima anche come progenitori, cioè come presenti direttamente nello scarico della ciminiera. Si noti che la concentrazione di uno stesso radionuclide considerato come progenitore risulta diversi ordini di grandezza superiore a quella dello stesso radionuclide considerato come “figlio”. Il contributo alla concentrazione apportato dal primo prodotto di decadimento può essere pertanto trascurato.

Queste opzioni possono essere salvate su file (RNNA20d.POF) che può essere richiamato da programma.

RESUS:

Questo programma permette di considerare tutti i 25 radionuclidi delle catene dell' ^{238}U e del ^{232}Th , selezionandone una parte dalla lista visualizzata dall'interfaccia del programma alla voce *Nuclides* e inserendo i mancanti da *User specified* digitando il nome nell'apposita finestra. Il file di uscita che costituisce la libreria di ASSESSOR è RNNA.RS!

GRANIS:

- Modello del suolo = *Well Mixed*, corrispondente ad un terreno di tipo agricolo coltivato.
- Composizione del terreno = default
- Radionuclidi considerati = 12. I radionuclidi mancanti non sono selezionabili da programma in quanto irrilevanti per il calcolo della dose a lungo termine (1 anno o più). Si tratta infatti di radionuclidi che non emettono gamma, o con breve tempo di dimezzamento oppure che non si depositano sul terreno (gas nobili).

Queste opzioni possono essere salvate su file (RNNA.GOF) che può essere richiamato da programma. Il file di uscita che costituisce la libreria di ASSESSOR è RNNA.GD!

FARMALAND:

Prima di procedere alla creazione del file di libreria è necessario applicare il programma a tutti i radionuclidi (uno alla volta) non presenti nella lista d'ingresso visualizzata dall'interfaccia del programma. Per far ciò è necessario inserire il nome del radionuclide in questione nella finestra *New nuclide* e fare girare il programma per tutti i 6 modelli di trasferimento presenti. In tal modo si creano delle librerie parziali che possono essere successivamente utilizzate per creare la libreria per ASSESSOR. Selezionare quindi i radionuclidi presenti nella lista d'ingresso e fare girare il programma per i 6 modelli di trasferimento. Creare la libreria di ASSESSOR come indicato nel manuale, aggiungendo i *nuovi* radionuclidi precedentemente considerati. In queste operazioni abbiamo mantenuto inalterati tutti i valori delle costanti di trasferimento inserite di

default nel programma. In totale è possibile includere nella libreria di ASSESSOR (RNNA.FC!) 19 radionuclidi. I restanti sono considerati irrilevanti, in quanto le loro costanti di trasferimento sono nulle.

7. Modifica del file di uscita di PLUME

L'altezza del punto di rilascio, che corrisponde all'altezza efficace della ciminiera di scarico, h_e , è uno dei dati d'ingresso necessari al programma PLUME per calcolare la dispersione in atmosfera delle sostanze radioattive in uscita da un impianto. Il programma permette di impostare valori di h_e compresi tra 0 e 100 m⁴. Il problema che si presenta per l'applicazione di PLUME al caso delle centrali a carbone è che l'altezza efficace tipica delle ciminiere di questi impianti è dell'ordine di 300 m e quindi la concentrazione di radionuclidi in questo caso non può essere calcolata direttamente da PLUME. L'altezza della sorgente influisce notevolmente sulla concentrazione al suolo nella regione circostante la sorgente, mentre diventa trascurabile per le grandi distanze. Come si può vedere dal grafico 3.4 mostrato in (SIMMONDS, 1995), la concentrazione al suolo dovuta al rilascio ad un'altezza di 30 m, può essere di diversi ordini di grandezza superiore a quella prodotta considerando il punto di rilascio ad altezza 100 m. Questo fatto non può essere trascurato qualora si voglia valutare la dose agli individui che abitano nei pressi dell'impianto. Nella valutazione della dose collettiva, invece, la differenza di altezza del punto sorgente gioca un ruolo minore, in quanto il calcolo prevede medie su larga scala. Per la dose collettiva, quindi, una prima stima approssimata può essere fatta prendendo come altezza efficace il valore massimo consentito da PLUME (100 m) al posto di quello reale (SMITH, 2001)⁵.

Una possibile soluzione del problema consiste nel sostituire i dati presenti nel file di uscita di PLUME (vedi 4.3) con i corrispondenti valori calcolati tramite un programma esterno capace di prendere in considerazione altezze del punto di rilascio superiori a 100 m. Questo approccio, simile a quello usato in (Smith, 2001), potrebbe permettere d'introdurre informazioni più precise nel programma ASSESSOR, ma richiede un studio molto più approfondito, che allo stato attuale della nostra indagine non è stato ritenuto opportuno fare.

L'approccio che abbiamo seguito è stato quello di cercare un fattore di scala, il più semplice possibile, che ci permetta di calcolare approssimativamente i dati richiesti per un'altezza efficace di 300 m, partendo dai dati ottenuti con PLUME per un valore di h_e di riferimento (ad esempio 100 m).

A questo scopo, abbiamo preso in esame direttamente i modelli utilizzati in CREAM per la parte relativa alla dispersione atmosferica. Nel seguito riportiamo brevemente alcune formule necessarie per la comprensione della procedura seguita, rimandando a (SIMMONDS, 1995) per maggiori dettagli.

Ricordiamo che i dati che si ottengono applicando PLUME e che costituiscono i dati di libreria da introdurre in ASSESSOR sono:

- 1) concentrazione di attività al suolo ($Bq\ m^{-3}$),

⁴ Il valore massimo è stato fissato uguale al valore tipico dello strato limite o *Mixing Layer* in condizioni di tempo stabile.

⁵ In (SMITH, 2001) si sottolinea che la dose collettiva effettuata in tal modo con PC-CREAM differisce di circa un fattore 2 rispetto alle stime fatte con altri metodi.

2) tasso di deposizione ($\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

3) tasso di dose dovuto all'irraggiamento gamma dalla nube (Sv y^{-1})

Ciascuno di questi dati è calcolato, per unità di rilascio (1 Bq s^{-1}), per 20 distanze dalla sorgente e per ciascuna categoria di stabilità A, B, C, D, E, D, C_r e D_r.

1) La concentrazione media al suolo in un punto distante x dalla sorgente ad altezza h_e è ottenuta mediante un modello gaussiano di diffusione, in cui si considera un *Mixing Layer* di dimensione A . L'espressione della concentrazione è data dalla sommatoria 3.4 di (SIMMONDS, 1995), di cui qui riportiamo solo i primi termini significativi:

$$C(x) = \frac{Q_0}{2\pi^{3/2} x \sigma_z u_s} \left[2 \exp\left(-\frac{h_e^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2A+h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2A-h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (4.1)$$

dove:

- Q_0 : velocità di rilascio del radionuclide considerato [Bq s^{-1}];
- h_e : quota della sorgente (altezza efficace della ciminiera) [m];
- x : distanza dalla sorgente [m];
- σ_z : coefficiente di dispersione verticale [m];
- u_s : velocità media del vento ad altezza h_e [m s^{-1}];
- A : dimensioni del *Mixing Layer*

Si noti che il fattore 2 del primo termine tra parentesi e gli ultimi due termini rappresentano rispettivamente la prima riflessione al suolo della nube di scarico e le successive due riflessioni dovute alla presenza del *Mixing Layer*.

I parametri σ_z , u_s ed A dipendono a loro volta da x , h_e , dalla categoria di stabilità considerata e dalla rugosità del terreno, z_0 . In particolare:

- σ_z è una funzione di x , che dipende dalla categoria (e da z_0 nel caso si consideri lo schema di Smith-Hosker)
- u_s dipende da x , z_0 e dalla categoria (vedi dopo)
- A dipende dalla categoria (vedi valori tipici in Tabella 3.5 di (SIMMONDS, 1995))

Quello che vogliamo calcolare è il rapporto, f_c , tra la concentrazione al suolo dovuta al rilascio da altezza h_e generica, $C(h_e)$ e quella dovuta al rilascio da un'altezza di riferimento h_{eR} , $C(h_{eR})$, mantenendo costanti gli altri parametri. Ci interessa pertanto isolare la dipendenza di C da h_e . A parte la dipendenza diretta, la (4.1) dipende da h_e tramite il parametro u_s nel seguente modo (SIMMONDS, 1995):

$$u_s(h_e) = u_{10} \left(\frac{h_e}{10}\right)^n \quad \text{per } h_e > 10 \text{ m} \quad (4.2)$$
$$u_s(h_e) = u_{10} \quad \text{per } h_e \leq 10 \text{ m}$$

dove u_{10} è la velocità del vento a 10 m di altezza, il cui valore tipico dipende dalla categoria (vedi Tabella 3.5 di (SIMMONDS, 1995)) e n dipende dalla rugosità del terreno (vedi Tabella 3.2 di (SIMMONDS, 1995)).

Dato che i valori di A sono in genere molto maggiori di h_e , si può ulteriormente trascurare gli ultimi due termini della (4.1) ⁶. Fissata la distanza x e la categoria d'interesse, la dipendenza della concentrazione da h_e è data da:

$$C(h_e) = \cos t \frac{\exp(-h_e^2 / 2\sigma_z^2)}{u_{10}(h_e / 10)^n} \quad (4.3)$$

Considerando l'altezza generica h_e come un multiplo di quella di riferimento h_{eR} , ovvero:

$$h_e = a h_{eR}$$

si ottiene facilmente il fattore di scala f_c come:

$$f_c = \frac{C(h_e)}{C(h_{eR})} = \frac{\exp\left[-\frac{h_{eR}^2}{2\sigma_z^2}(a^2 - 1)\right]}{a^n} \quad (4.4)$$

Oltre che dai parametri h_{eR} ed a introdotti dall'utente, il fattore f_c dipende dalla distanza x e dalla categoria tramite σ_z e dalla rugosità del terreno tramite l'esponente n (e σ_z , nel caso si consideri lo schema di Smith/Hosker). Per il test da noi effettuato, abbiamo considerato lo stesso valore di n ($n = 0,255$) utilizzato nei file di default per ASSESSOR. Tale valore è considerato tipico per un terreno agricolo coltivato.

I valori di h_{eR} ed a da noi considerati sono:

- $h_{eR} = 100$ m, che rappresenta la massima altezza valutabile da PLUME e quindi la più vicina ai valori di nostro interesse;
- $a = 3$, che comporta $h_e = 300$ m, che rappresenta l'altezza tipica delle ciminiere delle centrali a carbone.

L'effetto dei fattori di progressiva rimozione dei radionuclidi dalla nube (decadimento radioattivo, deposizione "secca" e deposizione dovuta alla pioggia) è preso in considerazione sostituendo il termine sorgente Q_0 nella (4.1) con un termine $Q(t) = Q_0 f(t)$, dove $f(t)$ è un fattore dipendente dal tempo (decrescente con t), ricavato dai modelli di CREAM relativi ai vari processi di rimozione. Nonostante il fattore di abbattimento $f(t)$ risulti intrinsecamente dipendente dall'altezza del punto di rilascio, in quanto $t = x/u_s$, abbiamo ritenuto di poter trascurare l'effetto dei processi di rimozione sul fattore di scala da noi cercato per i seguenti motivi.

Per quanto riguarda il decadimento radioattivo, è evidente che tanto più lungo è il tempo di dimezzamento dei radionuclidi considerati, tanto minore è il peso del fattore $f(t)$ relativo a questo processo, che in questo caso è dato semplicemente da $e^{-\lambda t}$, dove λ

⁶ L'ultimo termine della (4.1) non può essere trascurato, in linea di principio, quando $h_e \geq A$. Considerando i valori tipici di A , per $h_e \geq 100$, $h_e \geq A$ per la sola categoria F. In questo caso anche l'ultimo termine andrebbe considerato. Si tenga conto comunque che la frequenza della categoria F non è generalmente elevata. Nella maggior parte dei casi, quindi, la correzione apportata dall'aggiunta del termine in questione non risulta molto significativa ai fini della dispersione complessiva, calcolata come media pesata su tutte le categorie.

è la costante di dimezzamento. Considerando le velocità del vento u_s tipiche a 100 e 300 m di altezza, la maggior parte dei radionuclidi in esame, tra cui i più significativi per il rilascio da centrali a carbone, ovvero ^{210}Po e ^{210}Pb , non sono soggetti a decadimento per un raggio di almeno 100 km.

Nel caso del decadimento radioattivo, è semplice trovare un fattore di scala che permetta di ricavare $f(t)$ relativo a questo processo per un rilascio ad altezza h_e , partendo dal corrispondente fattore ottenuto ad altezza h_{eR} . Esso è infatti dato da:

$$f_c^{rad} = \frac{f(h_e)}{f(h_{eR})} = \exp\left[-\frac{\lambda x}{u_s(h_{eR})}\left(\frac{1}{a^n} - 1\right)\right] \quad (4.5)$$

Si noti che questo ulteriore fattore di scala è tanto più influente quanto più il termine a^n si avvicina a 1 (nel nostro caso $a^n = 1.3$).

Per quanto riguarda la deposizione, i modelli considerati, sebbene approssimativi, sono in generale abbastanza complessi e non permettono di trovare una forma analitica semplice per il fattore di scala da noi cercato. In questo caso abbiamo verificato numericamente che il fattore di rimozione dovuto ai due processi di deposizione non influisce significativamente sul rapporto delle concentrazioni dovuto al rilascio a 100 e 300 m, per un raggio di 100 km dalla sorgente. Il processo di deposizione dovuto alla pioggia è stato comunque preso in considerazione per la correzione del tasso di deposito nelle categorie C_r e D_r , come vedremo nel seguito.

2) Nel caso della deposizione “secca”, il tasso, D_D , di deposizione per unità di tempo e di superficie è dato da:

$$D_D = V_g C \quad (4.6)$$

dove V_g (m s^{-1}) è la velocità di deposizione definita come il rapporto tra la quantità di attività depositata nell'unità di tempo su una superficie unitaria e la concentrazione di attività per unità di volume presente in aria al livello del suolo. I valori di V_g possono variare a seconda del tipo di radionuclide, del terreno e delle condizioni atmosferiche (vedi Tabella 3.6 in (SIMMONDS, 1995)). In PC-CREAM il valore $V_g = 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ è preso come default per tutti i radionuclidi tranne che per i gas nobili per cui tale valore è posto uguale a zero. Il fattore di scala in questo caso è dunque uguale a quello ottenuto per la concentrazione, f_c , dato dalla (4.4). Questo fattore permette di ricavare il tasso di deposizione “secca”, ovvero in assenza di pioggia ed è quindi valido per le categorie A, B, C, D, E, F.

Il tasso di deposizione dovuto alla pioggia (*wet deposition*) e valido per le categorie C_r e D_r è dato invece da (vedi (3.13) di (SIMMONDS, 1995)):

$$D_w = \frac{\Lambda Q'_w(t)}{2\pi x u_s} \quad (4.7)$$

dove Λ è il coefficiente di *washout* e Q'_w è la frazione della concentrazione che rimane nella nube in caso di pioggia. Questa quantità si ricava numericamente (vedi (3.16) e (3.17) di (SIMMONDS, 1995)) e richiede una stima della percentuale di giorni di pioggia in un anno. Valutando numericamente Q'_w con i dati di default di PC-CREAM, si è mostrato che il rapporto $Q'_w(h_e)/Q'_w(h_{eR})$ si mantiene eguale ad 1 entro il 15% per un

raggio di 100 km. La dipendenza più significativa della (4.7) dall'altezza del punto di rilascio è quindi dovuta al termine u_s del denominatore. Avremo pertanto che il fattore di scala da applicarsi al tasso di deposizione nelle categorie C_r e D_r è dato da:

$$f_w = \frac{D_w(h_e)}{D_w(h_{eR})} = \frac{Q'_w(h_e) u_s(h_{eR})}{Q'_w(h_{eR}) u_s(h_e)} \approx \frac{1}{a^n} \quad (4.8)$$

3) Il calcolo del tasso di dose dovuta ad irraggiamento gamma dalla nube è calcolato a partire da un modello di finite cloud, che comporta la valutazione del flusso di fotoni come integrale sul volume della nube del flusso proveniente da molteplici sorgenti, ciascuna delle quali è rappresentata dalla concentrazione dei radionuclidi gamma emettitori contenuti in un elemento infinitesimo di volume (vedi (3.40) di (Simmonds, 1995)). Tale valutazione è abbastanza complessa e viene fatta numericamente in PC-CREAM tramite il sotto-programma ESCLOUD. In questo caso, non è comunque possibile trovare un fattore di scala analitico.

Sebbene la dose dovuta all'irraggiamento gamma non sia proporzionale alla concentrazione al suolo, ma dipenda dalla distribuzione volumetrica di tutta la nube, è ragionevole pensare che il suo valore diminuisca all'aumentare dell'altezza del punto di rilascio. Calcolando con ASSESSOR la dose dovuta al rilascio ad un'altezza di 100 m, abbiamo verificato che il contributo dell'irraggiamento gamma dalla nube è molto inferiore rispetto alle altre vie d'esposizione. In quanto trascurabile nel complesso della valutazione, non abbiamo ritenuto necessario effettuare alcuna correzione in questo caso.

In conclusione, per creare un nuovo file di libreria per ASSESSOR che contenga dati relativi alla dispersione atmosferica di radionuclidi rilasciati da una ciminiera la cui altezza non è contemplata dal programma PLUME, abbiamo compiuto le seguenti operazioni:

abbiamo fatto girare PLUME per $h_e=100$ m, ottenendo il file di uscita PLUME100.PS!;

abbiamo moltiplicato i dati relativi alla concentrazione per il fattore di scala f_c dato dalla (4.4)⁷;

abbiamo moltiplicato i dati relativi al tasso di deposizione nelle categorie A, B, C, D, E ed F ancora per il fattore di scala f_c dato dalla (4.4);

abbiamo moltiplicato i dati relativi al tasso di deposizione nelle categorie C_r e D_r per il fattore f_w dato dalla (4.8);

abbiamo lasciato inalterati i dati relativi al tasso di dose gamma (fattore di scala 1).

Ricordiamo che i vari fattori di scala d'interesse nel nostro caso sono stati calcolati con i seguenti parametri:

$h_{eR} = 100$ m

$a = 3$

$n = 0,255$

Il dati risultanti sono contenuti nel file PLUME300.PS!

⁷ Volendo considerare con maggiore precisione i radionuclidi a vita breve, il fattore f_c deve essere ulteriormente moltiplicato per il fattore f_c^{rad} dato dalla (4.5).

Prima di creare il file di libreria relativo alla situazione descritta dai parametri suddetti, abbiamo effettuato un test utilizzando il valore $a = 0.5$ e lasciando inalterati gli altri parametri. In questo modo, con le operazioni prima elencate, abbiamo creato un file di dati relativo al rilascio da un'altezza di 50 m che può essere confrontato con il file creato per la stessa altezza direttamente da PLUME. Il risultato del confronto è riportato in Figura 4.1.

8. Inserimento dei dati di libreria nel programma ASSESSOR

I file di libreria creati utilizzando i programmi di supporto con le procedure prima esposte devono essere inseriti nel programma ASSESSOR nel seguente modo:

- Il file di uscita di PLUME modificato (PLUME300.PS!) deve essere introdotto alla voce Discharge Point Data, disattivando i default di CREAM come indicato nell'interfaccia e selezionando il file nella finestra relativa all'altezza efficace di rilascio;
- I file creati con RESUS (RNNA.RS!), GRANIS (RNNA.GD!) FARMALAND (RNNA.FC) devono essere inseriti alla voce Exposure Pathways, disattivando i default di CREAM ed selezionando i file da Input Data Libraries → User Defined
- Per i file di input modificati (CLOUDBET.DAT e DEPBET.DAT) non è necessaria nessuna operazione particolare.

Complessivamente i radionuclidi che risultano selezionabili in ASSESSOR alla voce Discharge Data e per cui possono essere forniti i dati di rilascio sono:

^{238}U , ^{228}Th , ^{228}Ac , ^{224}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{232}Th , ^{234}U , ^{234}Th , ^{226}Ra .

9. Dati specifici inseriti nel programma ASSESSOR

Distribuzione della popolazione e della produzione agricola

I dati necessari per creare le griglie di distribuzione della popolazione e della produzione agricola inseriti in PC-CREAM sono creati sulla base dei relativi censimenti effettuati nei paesi Europei dove si trovano i siti d'interesse. A livello europeo è stata messa a punto una banca dati, denominata EUROGRID, che raccoglie i dati di popolazione e produzione agricola su tutto il territorio dell'Unione Europea, diviso secondo una griglia ortogonale.

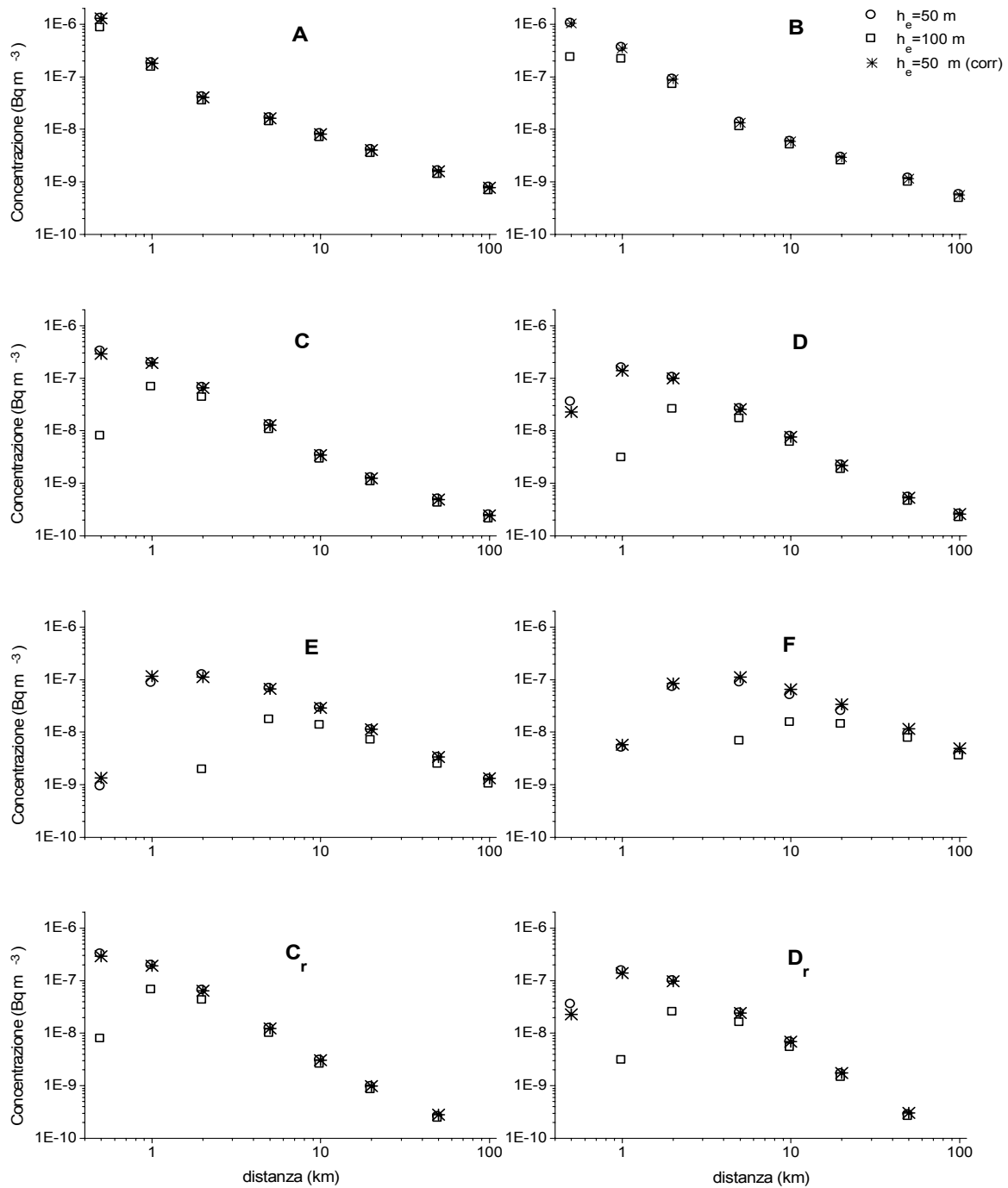


Figura n. 4.1: Concentrazione di attività relativa ad un radionuclide (^{234}U) in funzione della distanza e della categoria di Pasquill; cerchi e quadrati: concentrazione ottenuta applicando PLUME per altezze $h = 50$ m e $h = 100$ m rispettivamente; asterischi: concentrazione per $h = 50$ m ricavata moltiplicando la concentrazione ottenuta da PLUME per $h = 100$ m per i fattori di scala f_c e f_w descritti nel testo.

Ciascun elemento principale della griglia, rappresentato da un quadrato di lato 100 km, può essere ulteriormente suddiviso in sotto-elementi di 10 km di lato. Il database EUROGRID, sebbene segnalato come riferimento in (Simmonds, 1995)⁸, non consente direttamente di raggiungere il livello di risoluzione richiesto nei file di griglia introdotti in PC-CREAM (da 0.5 km a 3000 km).

Per la realizzazione delle griglie relative ai siti d'interesse nel nostro caso ci siamo rivolti direttamente al NRPB, che ha creato i file di griglia relativi alle tre centrali italiane di maggiore rilievo (Fusina, Brindisi Sud e Vado Ligure) con lo stesso database utilizzato per la creazione delle griglie relative ai siti nucleari europei immessi di default in PC-CREAM. Al NRPB sono state da noi fornite soltanto le coordinate geografiche (latitudine e longitudine) delle tre centrali. Per ognuna delle centrali il NRPB ci ha fornito i 10 file di griglia come descritti in 4.4. La nomenclatura dei file segue la convenzione stabilita in PC-CREAM (vedi manuale), ovvero le prime tre lettere del nome del gruppo di file relativi ad una centrale contengono il riferimento al nome della centrale stessa (FUS = Fusina, VAD = Vado Ligure, BRI = Brindisi Sud). Le griglie sono state realizzate in modo standard, considerando 12 settori e 20 distanze comprese tra 0.5 e 3000 km.

Dato che i file di griglia servono per la stima della dose collettiva, essi possono essere usati per una stima approssimata anche per un sito differente da quello per cui sono stati espressamente creati. Ovviamente, la stima sarà tanto più affidabile quanto minore è la distanza tra i due siti. Dietro indicazione della NRPB, le griglie create per Fusina e Vado Ligure possono essere senz'altro usate rispettivamente anche per Porto Marghera e Genova. Con minor precisione, le griglie create per Vado Ligure possono essere usate anche per La Spezia.

Dati meteorologici

Per la caratterizzazione delle condizioni meteorologiche abbiamo utilizzato i file di default di PLUME (come fatto anche in (Smith, 2001)), che rappresentano condizioni di vento uniforme (stesso valore in ogni settore), con frequenza nelle varie categorie di stabilità variabile da file a file. I nomi di questi file indicano la percentuale di frequenza annua nella categoria "neutra" D (esempio: UNI50D.MET significa vento uniforme e percentuale di frequenza nella categoria D del 50%). I dati relativi alle frequenze nelle altre categorie sono stati ripresi da (Clarke, 1979). Per una più specifica caratterizzazione delle condizioni atmosferiche del sito, sarebbe opportuno reperire dati meteorologici su base annua che permettano di creare il file .MET con il dovuto formato descritto nell'appendice B del manuale. Questo non ci è stato possibile in questa prima fase dell'indagine.

Dati di rilascio (dati sorgente)

I dati relativi al rilascio annuo di radionuclidi in atmosfera inseriti in ASSESSOR sono quelli utilizzati nella stima effettuata nel Capitolo 3. Per tutte le centrali abbiamo utilizzato come dati di concentrazione di attività le stesse utilizzate nella stima effettuata nel Capitolo 3, ottenute come medie approssimate dai dati pervenutici delle centrali

⁸ EUROGRID è stato sviluppato al CEA francese. I referenti menzionati in (SIMMONDS, 1995) sono: M A. Déspres e Mme Bonnefous, IPSN, Département de la Protection de la Santé de l'homme et de dosimétrie, Cellule d'expertise en radio protection, BP6, 92265 Fontenay-aux-Roses, Cedex, France. E-mail: alain.despres@iprn.fr, sylviane.bonnefous@iprn.fr.

liguri. Nella Tabella 4.1 sono riportati i dati di rilascio annui attribuiti alle diverse centrali.

Per la centrale di Vado Ligure in particolare, abbiamo a nostra disposizione dati forniti da Interpower più precisi ed aggiornati rispetto a quelli utilizzati nel Capitolo 3, soprattutto per quanto riguarda la quantità di ceneri emesse. Queste risultano diminuite di un fattore circa 2.5 grazie alla reale efficienza del filtro di abbattimento che risulta essere del 99.77% contro il 99.5%, da noi usato come valore indicativo caratteristico per tutte le centrali.

Tabella n. 4.1: Dati di rilascio annuale di radioattività (Bq/anno) inseriti in ASSESSOR.

Denominazione	$^{238}\text{U} + \text{D}$	$^{232}\text{Th} + \text{D}$	^{222}Rn	$^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$
Bastardo	2,45E+07	1,88E+07	6,02E+09	7,34E+07
Brindisi Sud	1,30E+08	1,00E+08	3,21E+10	3,91E+08
Fusina	9,18E+07	7,06E+07	2,26E+10	2,75E+08
Genova	5,28E+07	4,06E+07	1,30E+10	1,58E+08
La Spezia	6,49E+07	4,99E+07	1,60E+10	1,95E+08
Monfalcone	4,64E+07	3,57E+07	1,14E+10	1,39E+08
Porto Marghera	2,12E+07	1,63E+07	5,22E+09	6,36E+07
Sulcis	2,62E+07	2,02E+07	6,45E+09	7,86E+07
Vado Ligure	8,75E+07	6,73E+07	2,16E+10	2,63E+08
Vado L. (dati aggiornati)	3,47E+07	2,67E+07	2,06E+10	1,04E+08

Dati sui consumi alimentari della popolazione considerata

I dati relativi ai consumi alimentari sono stati valutati in base ai dati forniti dall'Istituto Nazionale di Ricerca per gli Alimenti e la Nutrizione (indagine condotta negli anni 1994-96), che si riferiscono alle 4 aree geografiche: Nord-Est, Nord-Ovest, Centro, Sud-Isole, per le 4 fasce di età: bambini = 1-9 anni; adolescenti = 10-17 anni; adulti = 18-64 anni; anziani = oltre 64 anni. Non si hanno a disposizione dati su scala regionale. Per introdurli in PC-CREAM abbiamo sommato i consumi dei prodotti che possono essere raggruppati nelle categorie di alimenti richieste da PC-CREAM. I dati utilizzati sono riportati nella Tabella 4.2.

Tabella n. 4.2: Consumi alimentari medi per anno (kg/anno).

Nord Est					
<i>Alimento</i>	<i>Totale</i>	<i>Bambini</i>	<i>Adolescenti</i>	<i>Adulti</i>	<i>Anziani</i>
cereali	78.2	49.9	94.6	79.5	76.4
ortaggi	73.5	38.9	62.0	76.5	78.5
patate	13.7	10.8	15.2	13.8	13.9
frutta	88.8	81.6	87.6	89.3	91.6
carne bovina	16.5	10.4	18.7	16.8	16.9
carne ovina	0.3	0.0	1.2	0.2	0.9
latte	44.3	54.0	44.9	43.3	44.1
latticini	27.2	25.9	27.6	27.7	22.2
Nord Ovest					
<i>Alimento</i>	<i>Totale</i>	<i>Bambini</i>	<i>Adolescenti</i>	<i>Adulti</i>	<i>Anziani</i>
cereali	77.3	45.3	86.4	79.3	72.7
ortaggi	73.1	32.3	54.7	76.7	77.5
patate	14.2	9.6	16.7	14.2	15.5
frutta	70.6	57.2	77.6	70.8	71.4
carne bovina	13.6	10.4	16.1	13.8	12.2
carne ovina	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
latte	48.9	66.6	46.3	46.9	59.1
latticini	26.1	25.5	26.5	26.5	23.3
Centro					
<i>Alimento</i>	<i>Totale</i>	<i>Bambini</i>	<i>Adolescenti</i>	<i>Adulti</i>	<i>Anziani</i>
cereali	88.2	61.4	103.0	90.7	89.1
ortaggi	84.0	34.5	77.4	91.0	99.1
patate	15.8	12.5	22.3	16.0	8.9
frutta	69.4	77.2	61.9	66.0	113.1
carne bovina	17.7	19.7	22.0	17.5	12.4
carne ovina	1.2	0.3	1.3	1.4	0.5
latte	49.9	65.3	55.3	44.3	63.3
latticini	20.7	27.1	17.7	20.5	20.8
Sud e Isole					
<i>Alimento</i>	<i>Totale</i>	<i>Bambini</i>	<i>Adolescenti</i>	<i>Adulti</i>	<i>Anziani</i>
cereali	90.1	51.0	100.5	94.3	84.8
ortaggi	87.8	44.6	68.7	94.5	91.0
patate	15.8	10.3	15.8	15.9	20.3
frutta	78.8	67.5	71.2	80.8	80.7
carne bovina	17.4	14.6	16.7	18.2	14.2
carne ovina	2.5	1.9	5.1	2.3	2.3
latte	47.6	89.6	55.8	41.4	48.4
latticini	20.9	19.6	18.7	21.6	17.7

10. RISULTATI

La dose efficace individuale e collettiva dovuta al rilascio in atmosfera di radionuclidi naturali da parte delle centrali a carbone è stata calcolata per mezzo del programma ASSESSOR, in cui sono state inseriti i file di input e le librerie create o modificate come descritto nel precedente capitolo.

Data la natura preliminare di questo lavoro e la mancanza di dati specifici relativi ad alcune centrali, abbiamo effettuato la valutazione d'impatto su 6 impianti, cercando di mettere in evidenza la tipologia di risultati che si possono ottenere con PC-CREAM.

Le centrali considerate sono quelle per cui è possibile utilizzare le griglie di distribuzione della popolazione e della produzione agricola a nostra disposizione, ovvero: Brindisi Sud, Fusina e Vado Ligure, per cui disponiamo di griglie specifiche dei rispettivi siti; Porto Marghera, Genova e La Spezia, per cui le griglie suddette possono essere utilizzate per una valutazione approssimata, data la vicinanza di queste centrali con le precedenti.

I dati di rilascio dei radionuclidi relativi alle centrali in esame sono elencati in Tabella 4.1. Nel caso della centrale di Vado Ligure abbiamo calcolato la dose considerando sia i dati generali, utilizzati nella stima presentata nel Capitolo 3, sia i dati più recenti riportati separatamente in Tabella 4.1.

Non avendo a disposizione dati meteorologici specifici dei siti, abbiamo considerato il file di default di PC-CREAM, UNI70D.MET, che corrisponde a vento uniforme e condizioni meteorologiche "neutre" (categoria D) per il 70% su base annuale.

10.1 Dose individuale

La dose individuale è stata calcolata per gli adulti residenti a tre diverse distanze d dall'impianto: 500 m, 5 km e 10 km. È stato inoltre considerato un tasso di permanenza in locali chiusi dell'80%.

I consumi alimentari tipici della popolazione utilizzati nella stima sono riportati in Tabella 4.2. In generale si è considerato che il consumo alimentare degli individui in esame sia 100% di produzione locale. Questa assunzione permette di calcolare la dose massima assunta per ingestione e può essere pertanto considerata come caratteristica dell'individuo appartenente al "gruppo critico". Per riprodurre una situazione più tipica, sono state prese in considerazione, a titolo di esempio, diverse percentuali di consumo di alimenti di produzione locale per la centrale di Brindisi Sud (vedi Tabelle 10.4 e 10.5).

In Tabella 10.1 sono riportati i risultati relativi alla dose individuale (μSv) totale annua dovuta alle centrali in esame, calcolata per le tre distanze considerate, con diversi tempi d'integrazione ($\tau = 1, 5$ e 50 anni)⁹.

Il valore della dose aumenta leggermente con il tempo d'integrazione, mentre diminuisce di più di un ordine di grandezza passando da 500 m a 10 km. Nel seguito prenderemo come riferimento il valore della dose ottenuto con un tempo di integrazione di 50 anni (SMITH, 2001).

⁹ Nel calcolo si considera un rilascio continuativo e costante per tutto il periodo d'integrazione considerato.

Per ogni centrale, il valore della dose individuale risulta all'incirca proporzionale alla produzione di energia elettrica della centrale stessa, con un fattore di proporzionalità di $0.6 \mu\text{Sv}/\text{GWa}$ per $d = 500 \text{ m}$, $0.07 \mu\text{Sv}/\text{GWa}$ per $d = 5 \text{ km}$, $0.04 \mu\text{Sv}/\text{GWa}$ per $d = 10 \text{ km}$. I valori massimo e minimo della dose si ottengono per le centrali di Brindisi Sud e di Porto Marghera rispettivamente e sono: 0.06 e $0.42 \mu\text{Sv}$ a 500 m ; 0.007 e $0.047 \mu\text{Sv}$ a 5 km ; 0.004 e $0.026 \mu\text{Sv}$ a 10 km . Si noti che, considerando i dati più aggiornati, il valore della dose per la centrale di Vado Ligure risulta più che dimezzato a causa della maggiore efficienza del filtro (vedi Paragrafo 3.).

Tabella n. 10.1: Dose individuale totale in μSv a 0.5, 5 e 10 km. per le 6 centrali considerate, per diversi tempi d'integrazione τ . La dose è calcolata per gli adulti che consumano per il 100% alimenti di produzione locale.

	d = 500 m		
	$\tau = 1 \text{ anno}$	$\tau = 5 \text{ anni}$	$\tau = 50 \text{ anni}$
Brindisi Sud	3.4E-01	3.5E-01	4.2E-01
Fusina	2.1E-01	2.1E-01	2.7E-01
Vado Ligure	1.9E-01	2.0E-01	2.4E-01
Genova	1.2E-01	1.2E-01	1.4E-01
Porto Marghera	4.9E-02	5.0E-02	6.2E-02
La Spezia	1.4E-01	1.5E-01	1.8E-01
Vado L. (dati aggiornati)	7.6E-02	7.8E-02	9.5E-02
	d = 5 km		
	$\tau = 1 \text{ anno}$	$\tau = 5 \text{ anni}$	$\tau = 50 \text{ anni}$
Brindisi Sud	3.9E-02	4.0E-02	4.7E-02
Fusina	2.5E-02	2.5E-02	3.1E-02
Vado Ligure	2.3E-02	2.3E-02	2.8E-02
Genova	1.4E-02	1.4E-02	1.7E-02
Porto Marghera	5.7E-03	5.8E-03	7.1E-03
La Spezia	1.7E-02	1.7E-02	2.0E-02
Vado L. (dati aggiornati)	9.1E-03	9.2E-03	1.1E-02
	d = 10 km		
	$\tau = 1 \text{ anno}$	$\tau = 5 \text{ anni}$	$\tau = 50 \text{ anni}$
Brindisi Sud	2.2E-02	2.2E-02	2.6E-02
Fusina	1.4E-02	1.4E-02	1.7E-02
Vado Ligure	1.3E-02	1.3E-02	1.5E-02
Genova	7.8E-03	8.0E-03	9.3E-03
Porto Marghera	3.2E-03	3.3E-03	3.9E-03
La Spezia	9.7E-03	9.8E-03	1.1E-02
Vado L. (dati aggiornati)	5.2E-03	5.3E-03	6.1E-03

PC-CREAM consente di calcolare il contributo in forma percentuale alla dose totale riportata in Tabella 10.1 dovuto ai diversi radionuclidi e alle diverse vie d'esposizione.

In Tabella 10.2 è riportato il contributo percentuale alla dose totale per ciascun radionuclide, calcolato considerando $\tau = 50$ anni. Il maggior contributo è dovuto al ^{210}Po e al ^{210}Pb , che rappresenta complessivamente circa il 90% del totale a 500 m. Tale contributo diminuisce con l'aumentare della distanza riducendosi a circa il 75% a 10 km. Un contributo significativo del 6 -7% è dato dal ^{226}Ra . Gli isotopi del Torio (^{230}Th , ^{232}Th e ^{228}Th) danno ciascuno un contributo crescente con la distanza e compreso tra lo 0.3% e il 7%. Anche il contributo degli isotopi dell'Uranio (^{238}U e ^{234}U) cresce con la distanza, ma rimane limitato tra lo 0.3% e l'1.1%. Il contributo degli altri radionuclidi risulta trascurabile. In particolare il contributo del ^{222}Rn , sebbene crescente con la distanza, non supera lo 0.42% a 10 km.

Per una lettura più immediata dei risultati, a titolo di esempio, in Figura 10.1 sono riportati i diagrammi contenenti i contributi percentuali dei radionuclidi più significativi. I dati sono relativi alla centrale di Brindisi Sud, ma, poiché non si notano variazioni di rilievo da centrale a centrale (cfr. Tabella 10.2), possono essere considerati come esemplificativi dell'andamento della dose individuale per le diverse distanze considerate.

Tabella n. 10.2: Contributo percentuale alla dose individuale totale dovuto ai vari radionuclidi per le 3 distanze d considerate ($\tau = 50$ anni).

	d = 500 m					
	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
210PB	28.00	29.70	28.70	28.70	29.70	28.70
210PO	61.90	59.30	60.60	60.60	59.30	60.60
RN-222	1.6E-03	1.7E-03	1.8E-03	1.8E-03	1.7E-03	1.8E-03
U-238	0.26	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
U-234	0.38	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42
234TH	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
TH-230	1.01	0.98	1.00	1.00	0.98	1.00
226RA	6.47	7.20	6.84	6.87	7.19	6.84
TH-232	1.34	1.36	1.40	1.41	1.36	1.39
TH-228	0.30	0.29	0.31	0.31	0.29	0.30
AC-228	1.4E-03	1.3E-03	1.4E-03	1.4E-03	1.3E-03	1.4E-03
RA-224	0.41	0.43	0.43	0.43	0.43	0.42
BI-210	5.7E-07	6.2E-07	6.6E-07	6.6E-07	6.2E-07	6.6E-07
PA-234M	2.2E-03	2.4E-03	2.6E-03	2.6E-03	2.4E-03	2.6E-03
RA-228	5.8E-04	5.9E-04	6.0E-04	6.0E-04	5.9E-04	6.0E-04

d = 5 km

	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
210PB	25.90	27.30	26.30	26.30	27.30	26.30
210PO	57.50	54.80	55.70	55.60	54.80	55.70
RN-222	0.18	0.19	0.20	0.20	0.19	0.20
U-238	0.50	0.53	0.54	0.54	0.52	0.54
U-234	0.67	0.74	0.76	0.76	0.73	0.76
234TH	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
TH-230	2.24	2.32	2.41	2.42	2.32	2.41
226RA	6.25	6.88	6.54	6.57	6.88	6.55
TH-232	3.02	3.20	3.34	3.35	3.19	3.30
TH-228	3.15	3.41	3.59	3.61	3.40	3.55
AC-228	2.4E-03	2.4E-03	2.5E-03	2.5E-03	2.4E-03	2.5E-03
RA-224	0.59	0.62	0.63	0.63	0.62	0.62
BI-210	1.6E-05	1.7E-05	1.8E-05	1.8E-05	1.7E-05	1.8E-05
PA-234M	0	0	0	0	0	0
RA-228	5.7E-03	5.8E-03	5.9E-03	5.9E-03	5.8E-03	5.8E-03

d = 10 km

	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
210PB	23.70	24.80	23.70	23.70	24.80	23.80
210PO	52.90	50.10	50.70	50.70	50.10	50.80
RN-222	0.36	0.39	0.41	0.41	0.39	0.41
U-238	0.77	0.81	0.83	0.84	0.81	0.83
U-234	0.98	1.06	1.10	1.10	1.06	1.10
234TH	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
TH-230	3.52	3.70	3.84	3.86	3.69	3.85
226RA	6.01	6.56	6.25	6.27	6.56	6.26
TH-232	4.79	5.09	5.31	5.33	5.08	5.25
TH-228	6.14	6.61	6.94	6.96	6.61	6.86
AC-228	3.4E-03	3.5E-03	3.6E-03	3.6E-03	3.5E-03	3.6E-03
RA-224	0.77	0.82	0.84	0.84	0.82	0.83
BI-210	4.6E-05	5.0E-05	5.2E-05	5.2E-05	5.0E-05	5.2E-05
PA-234M	0	0	0	0	0	0
RA-228	1.1E-02	1.1E-02	1.1E-02	1.1E-02	1.1E-02	1.1E-02

Contributo radionuclidi alla dose individuale totale

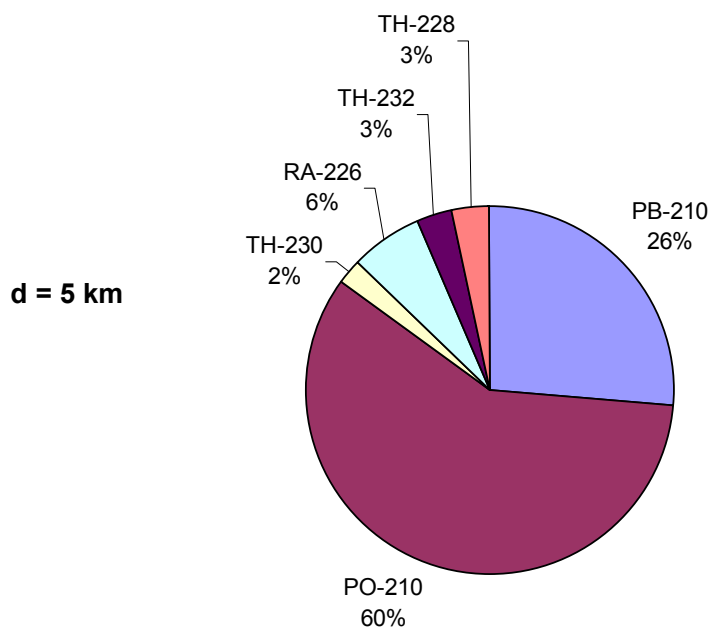
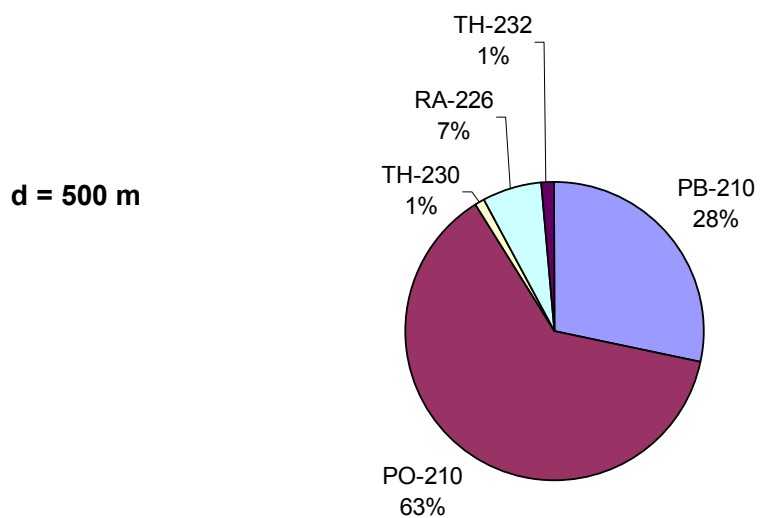
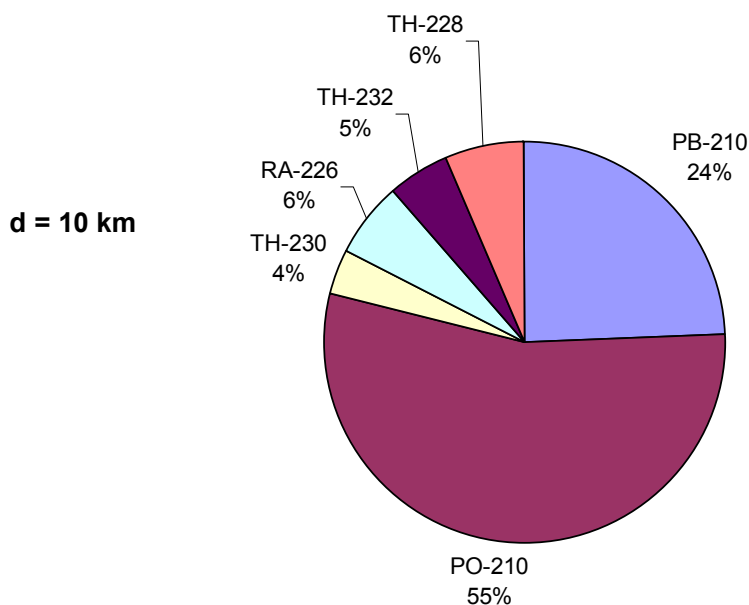


Figura n. 10.1: Contributo percentuale alla dose individuale totale dovuto ai radionuclidi più rilevanti. Esempi di diagramma per le tre distanze considerate relativi alla centrale di Brindisi Sud.



In Tabella 10.3 è riportato il contributo percentuale alla dose totale dovuto alle differenti vie d'esposizione. Il contributo di gran lunga più rilevante è dovuto all'ingestione che complessivamente rappresenta il 78 - 98% del totale (ricordiamo che in questo caso si è considerata un'alimentazione basata sul 100% di prodotti locali). I prodotti alimentari più significativi ai fini della valutazione della dose sono i cereali e gli ortaggi. In funzione della distanza il contributo alla dose dovuta all'ingestione diminuisce leggermente, mentre aumenta sensibilmente il contributo dovuto all'inalazione dalla nube. Si noti che, data l'altezza delle ciminiere degli impianti a carbone, il contributo dovuto all'inalazione risulta trascurabile (meno dello 0.1%) a 500 m, ma cresce rapidamente con la distanza raggiungendo circa il 20% a 10 km. Tranne il contributo dovuto all'irraggiamento gamma dai radionuclidi depositati al suolo (1.3-1.8%), le altre vie d'esposizione non danno un contributo significativo¹⁰.

¹⁰ Si noti che il contributo dovuto all'irraggiamento gamma dalla nube risulta completamente trascurabile, sebbene il suo valore sia sovrastimato. Ricordiamo infatti che per l'irraggiamento gamma dalla nube non è stata effettuata nessuna correzione relativa all'altezza della ciminiera. L'irraggiamento gamma qui stimato è quindi lo stesso che si avrebbe con una ciminiera di 100 m.

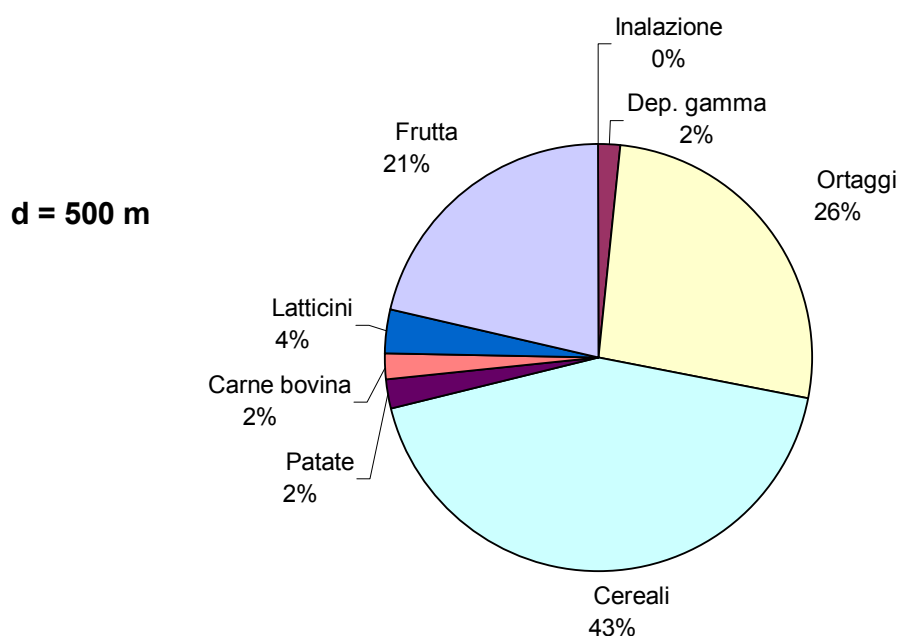
Tabella n. 10.3: Contributo percentuale alla dose individuale totale dovuto alle diverse vie d'esposizione considerate ($\tau = 50$ anni).

	d = 500 m					
	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
Inalazione	0.08	0.08	0.09	0.09	0.08	0.09
Irr. Gamma dalla nube	7.E-05	7.E-05	8.E-05	8.E-05	7.E-05	8.E-05
Dep. gamma	1.55	1.71	1.82	1.82	1.71	1.81
Risospensione	0.19	0.20	0.22	0.22	0.20	0.22
Irr. Beta dalla nube	2.E-09	2.E-09	2.E-09	2.E-09	2.E-09	2.E-09
Dep. beta	2.E-03	2.E-03	3.E-03	3.E-03	2.E-03	3.E-03
Ingestione (totale)	98.27	98.09	97.91	97.92	98.09	97.91
Ortaggi	26.10	23.50	25.00	25.00	23.50	25.00
Cereali	42.40	39.60	41.60	41.60	39.60	41.60
Patate	2.16	2.08	2.21	2.21	2.08	2.21
Carne bovina	1.91	1.98	1.73	1.73	1.98	1.73
Carne ovina	0.57	0	0	0	0	0
Latte	0.60	0.70	0.81	0.81	0.70	0.81
Latticini	3.53	4.93	5.06	5.07	4.93	5.06
Frutta	21.00	25.30	21.50	21.50	25.30	21.50
	d = 5 km					
	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
Inalazione	8.61	9.40	9.92	9.95	9.39	9.87
Irr. Gamma dalla nube	6.E-05	6.E-05	7.E-05	7.E-05	6.E-05	7.E-05
Dep. gamma	1.42	1.55	1.64	1.64	1.55	1.63
Risospensione	0.17	0.19	0.20	0.20	0.19	0.19
Irr. Beta dalla nube	2.E-09	2.E-09	2.E-09	2.E-09	2.E-09	2.E-09
Dep. beta	5.E-06	5.E-06	6.E-06	6.E-06	5.E-06	6.E-06
Ingestione (totale)	89.84	88.89	88.27	88.16	88.89	88.27
Ortaggi	23.90	21.30	22.50	22.50	21.30	22.50
Cereali	38.70	35.80	37.50	37.40	35.80	37.50
Patate	1.98	1.89	2.00	2.00	1.89	2.00
Carne bovina	1.74	1.79	1.56	1.56	1.79	1.56
Carne ovina	0.52	0	0	0	0	0
Latte	0.55	0.63	0.73	0.73	0.63	0.73
Latticini	3.24	4.48	4.58	4.57	4.48	4.58
Frutta	19.20	23.00	19.40	19.40	23.00	19.40

	d = 10 km					
	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
Inalazione	17.60	19.00	19.90	20.00	19.00	19.80
Irr. Gamma dalla nube	4.E-05	5.E-05	5.E-05	5.E-05	5.E-05	5.E-05
Dep. gamma	1.28	1.38	1.45	1.46	1.38	1.45
Risospensione	0.15	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
Irr. Beta dalla nube	4.E-09	4.E-09	5.E-09	5.E-09	4.E-09	5.E-09
Dep. beta	9.E-06	1.E-05	1.E-05	1.E-05	1.E-05	1.E-05
Ingestione (totale)	81.049	79.47	78.39	78.39	79.47	78.50
Ortaggi	21.60	19.10	20.00	20.00	19.10	20.10
Cereali	34.90	32.00	33.30	33.30	32.00	33.30
Patate	1.79	1.69	1.78	1.78	1.69	1.78
Carne bovina	1.57	1.60	1.39	1.39	1.60	1.39
Carne ovina	0.47	0	0	0	0	0
Latte	0.50	0.57	0.65	0.65	0.57	0.65
Latticini	2.92	4.01	4.07	4.07	4.01	4.08
Frutta	17.30	20.50	17.20	17.20	20.50	17.20

Non si notano differenze sostanziali dovute alle differenti centrali. A titolo esemplificativo, in Figura 10.2 riportiamo i digrammi che rappresentano i maggiori contributi alla dose individuale dovuti alle diverse vie d'esposizione, ottenuti per la centrale di Brindisi Sud.

Contributo vie d'esposizione alla dose individuale totale



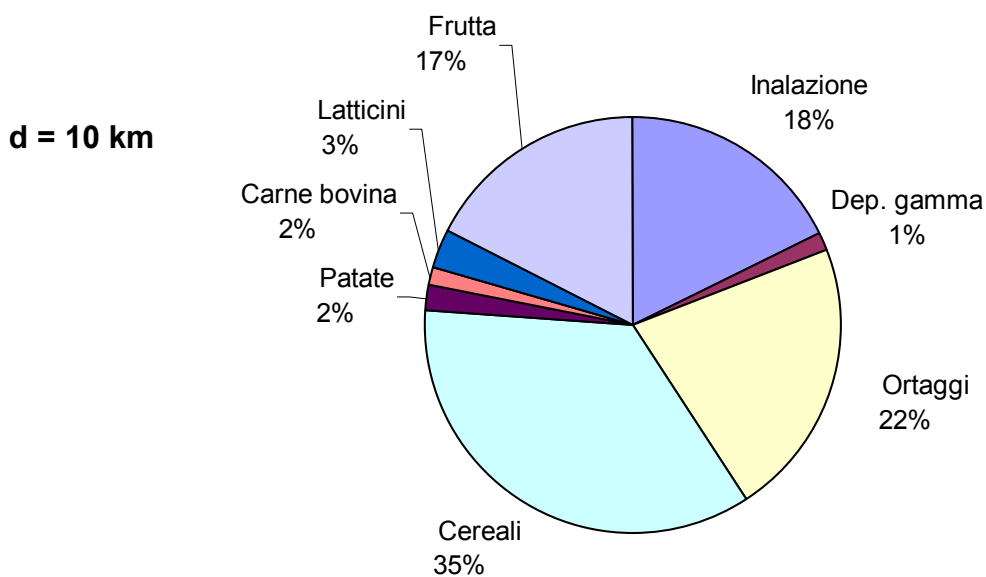


Figura n. 10.2: Contributo percentuale alla dose individuale totale dovuto alle vie d'esposizione più rilevanti. Esempi di diagramma per le tre distanze considerate relativi alla centrale di Brindisi Sud. Consumo alimentare individuale costituito dal 100% di prodotti locali.

Come detto in precedenza, l'assunzione che il 100% dei consumi alimentari degli individui sia di produzione locale, comporta la valutazione della massima dose possibile dovuta all'ingestione.

In Tabella 10.4 sono riportati i valori della dose individuale totale valutata assumendo percentuali diverse di consumi di alimenti prodotti localmente: 5%, 20% e 50%. Per confronto, in Tabella è riportato anche il valore ottenuto precedentemente per il 100%.

In Tabella 10.5 sono riportati i contributi percentuali dovuti alle varie vie d'esposizione, per i 4 casi considerati. Come esempio abbiamo preso la centrale di Brindisi Sud.

Per brevi distanze, dato che il contributo dovuto all'ingestione risulta di gran lunga maggioritario rispetto a quello dovuto all'inalazione, il valore della dose a 500 m risulta diminuito proporzionalmente alla diminuzione degli alimenti di produzione locale consumati. La diminuzione è invece meno sensibile a distanze maggiori, dove il contributo dovuto all'inalazione risulta in ogni caso più consistente.

A questo proposito si noti che se si considera una percentuale di consumo di prodotti locali del 20%, il contributo a 10 km dovuto all'inalazione raggiunge il 50%, diventando quindi maggioritario (se si considera il 5% di alimenti prodotti localmente, il contributo dovuto all'inalazione a 10 km supera addirittura il 76%).

Tabella n. 10.4: Dose individuale totale in μSv a 0.5, 5 e 10 km calcolata considerando diverse percentuali (5%, 20% 50% e 100%) di consumo di alimenti prodotti localmente ($\tau = 50$ anni). Centrale di Brindisi Sud.

Percentuale consumo prodotti locali	100%	50%	20%	5%
d = 500 m	4.2E-01	2.1E-01	8.9E-02	2.8E-02
d = 5 km	4.7E-02	2.6E-02	1.3E-02	6.9E-03
d = 10 km	2.6E-02	1.5E-02	9.1E-03	6.0E-03

Tabella n. 10.5: Contributo percentuale alla dose individuale totale dovuto alle diverse vie d'esposizione considerate, per differenti percentuali (5%, 20%, 50% e 100%) di consumo di alimenti prodotti localmente. Centrale di Brindisi Sud.

	d = 500 m			
Percentuale consumo prodotti locali	100%	50%	20%	5%
Inalazione	0.08	0.15	0.36	1.14
Irr. Gamma dalla nube	6.5E-05	1.3E-04	3.0E-04	9.7E-04
Dep. gamma	1.55	3.05	7.24	23.10
Risospensione	0.19	0.36	0.86	2.76
Irr. Beta dalla nube	1.9E-09	3.6E-09	8.6E-09	2.8E-08
Dep. beta	2.2E-03	4.3E-03	1.0E-02	3.3E-02
Ingestione (totale)	98.27	96.41	91.48	73.02
	d = 5 km			
Percentuale consumo prodotti locali	100%	50%	20%	5%
Inalazione	8.61	15.60	30.60	58.60
Irr. Gamma dalla nube	5.7E-05	1.0E-04	2.0E-04	3.9E-04
Dep. gamma	1.42	2.58	5.05	9.67
Risospensione	0.17	0.31	0.60	1.15
Irr. Beta dalla nube	1.8E-09	3.2E-09	6.3E-09	1.2E-08
Dep. beta	4.9E-06	8.9E-06	1.7E-05	3.3E-05
Ingestione (totale)	89.84	81.50	63.81	30.58

d= 10 km

Percentuale consumo prodotti locali	100%	50%	20%	5%
Inalazione	17.60	29.50	49.90	76.20
Irr. Gamma dalla nube	4.2E-05	7.1E-05	1.2E-04	1.8E-04
Dep. gamma	1.28	2.15	3.63	5.55
Risospensione	0.15	0.26	0.43	0.66
Irr. Beta dalla nube	4.1E-09	6.9E-09	1.2E-08	1.8E-08
Dep. beta	8.8E-06	1.5E-05	2.5E-05	3.8E-05
Ingestione (totale)	81.05	68.00	46.07	17.59

10.2 Dose collettiva

La dose collettiva è stata valutata per gli adulti e la popolazione considerata è quella dell'Unione Europea. Le griglie contenenti i dati di popolazione e di produzione agricola forniteci dal NRPB sono infatti estese a tutto il territorio dell'Unione. Nel calcolo della dose collettiva non vengono tenuti in conto i dati specifici del sito riguardanti i consumi alimentari locali.

In Tabella 10.6 sono riportati dati relativi alla dose totale collettiva (man Sv) annuale per le centrali in esame, ottenute considerando tutti i possibili tempi d'integrazione selezionabili dal programma, ovvero $\tau = 1, 50, 500, 10000$ e 100000 anni. I valori della dose collettiva risultano praticamente stabili a partire da $\tau = 500$ anni. Nel seguito considereremo il valore della dose integrata a 500 anni come valore di riferimento (SMITH, 2001).

Anche se con maggiore approssimazione rispetto al caso precedente, la dose collettiva dovuta a ciascuna centrale risulta ancora proporzionale alla produzione di energia elettrica della centrale, con un fattore di proporzionalità di circa 0.1 manSv/GWa . Le dosi collettive relative alle 6 centrali variano da un minimo di $1.3 \cdot 10^{-2} \text{ man Sv}$ di Porto Marghera ad un massimo di $5.5 \cdot 10^{-2} \text{ man Sv}$ di Fusina. Anche in questo caso il valore per Vado Ligure risulta più che dimezzato considerando i dati più aggiornati.

Tabella n. 10.6: Dose collettiva totale in manSv per le 6 centrali considerate, per diversi tempi d'integrazione τ . La dose è calcolata per gli adulti.

	$\tau = 1$ anno	$\tau = 50$ anni	$\tau = 500$ anni	$\tau = 10^4$ anni	$\tau = 10^5$ anni
Brindisi Sud	3.6E-02	3.8E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02
Fusina	4.6E-02	5.0E-02	5.5E-02	5.5E-02	5.5E-02
Vado Ligure	3.4E-02	3.7E-02	4.0E-02	4.0E-02	4.0E-02
Genova	2.1E-02	2.2E-02	2.4E-02	2.4E-02	2.4E-02
Porto Marghera	1.1E-02	1.2E-02	1.3E-02	1.3E-02	1.3E-02
La Spezia	2.5E-02	2.7E-02	3.0E-02	3.0E-02	3.0E-02
Vado Ligure (dati aggiornati)	1.4E-02	1.5E-02	1.6E-02	1.6E-02	1.6E-02

Per quanto riguarda il contributo percentuale alla dose collettiva da parte dei vari radionuclidi (Tabella 10.7), si osserva una diminuzione del contributo totale dovuto al ^{210}Po e al ^{210}Pb (circa il 45%) rispetto al caso precedente, mentre il contributo dovuto agli isotopi del Torio (^{230}Th , ^{232}Th e ^{228}Th) cresce sensibilmente raggiungendo complessivamente circa il 40%. Un contributo significativo è dato anche in questo caso dal ^{226}Ra (8-10%). Il contributo complessivo degli isotopi dell'Uranio (^{238}U e ^{234}U) risulta intorno al 4%, mentre quello del ^{222}Rn supera di poco l'1%.

Tabella n. 10.7: Contributo percentuale alla dose collettiva totale dovuto ai vari radionuclidi considerati ($\tau = 500$ anni).

	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
210PB	13.00	16.00	14.00	14.00	16.00	14.00
210PO	29.00	31.00	28.00	28.00	31.00	28.00
RN-222	1.10	0.95	1.10	1.10	0.95	1.10
U-238	1.90	1.60	1.80	1.80	1.60	1.80
U-234	2.30	2.10	2.30	2.30	2.10	2.30
234TH	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
TH-230	9.10	7.60	8.60	8.60	7.60	8.60
226RA	8.00	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00
TH-232	15.00	14.00	15.00	15.00	14.00	15.00
TH-228	19.00	16.00	18.00	18.00	16.00	18.00
AC-228	7.5E-04	1.5E-03	1.4E-03	1.4E-03	1.5E-03	1.4E-03
RA-224	1.10	0.99	1.10	1.10	0.99	1.10

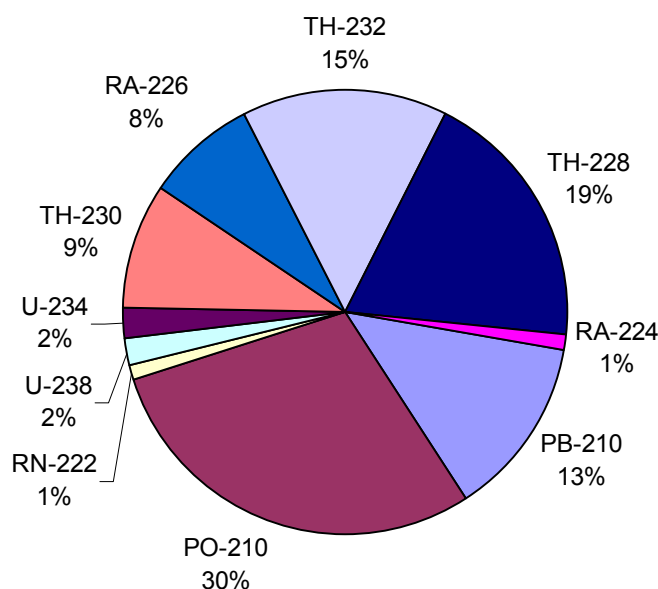
Il contributo percentuale alla dose collettiva dovuto alle diverse vie di esposizione è riportato in Tabella 10.8. Il maggior contributo (circa il 50%) è dato dall'inalazione dalla nube, mentre l'ingestione contribuisce complessivamente per circa il 40%. A parte l'irraggiamento gamma dei radionuclidi depositati (circa 10%), le altre vie d'esposizione non contribuiscono significativamente alla dose totale.

Tabella n. 10.8: Contributo percentuale alla dose collettiva totale dovuto alle diverse vie d'esposizione ($\tau = 500$ anni).

	Brindisi Sud	Fusina	Vado Ligure	Genova	Porto Marghera	La Spezia
Inalazione	55.00	46.00	52.00	52.00	46.00	52.00
Irr. Gamma dalla nube	5.E-05	7.E-05	8.E-05	8.E-05	7.E-05	8.E-05
Dep. gamma	6.60	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00
Risospensione	0.07	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11
Irr. Beta dalla nube	3.E-07	2.E-07	2.E-07	2.E-07	2.E-07	2.E-07
Dep. beta	1.E-03	8.E-04	1.E-03	1.E-03	8.E-04	1.E-03
Ingestione (totale)	37.37	44.27	37.23	37.22	44.27	37.23
Ortaggi	8.40	4.40	4.80	4.80	4.40	4.80
Cereali	20.00	25.00	20.00	20.00	25.00	20.00
Patate	4.40	4.50	4.20	4.20	4.50	4.20
Carne bovina	0.34	0.99	0.81	0.80	0.99	0.81
Fegato bovino	0.22	0.54	0.44	0.44	0.54	0.44
Carne ovina	0.16	0.06	0.08	0.08	0.06	0.08
Fegato ovino	0.12	0.04	0.05	0.05	0.04	0.05
Latte	0.43	0.84	0.65	0.65	0.84	0.65
Latticini	3.30	7.90	6.20	6.20	7.90	6.20

A titolo esemplificativo, in Figura 10.3 riportiamo i diagrammi che rappresentano i maggiori contributi alla dose collettiva dovuti ai radionuclidi e alle vie d'esposizione considerate, ottenuti per la centrale di Brindisi Sud.

Contributo radionuclidi alla dose collettiva totale



Contributo vie d'esposizione alla dose collettiva totale

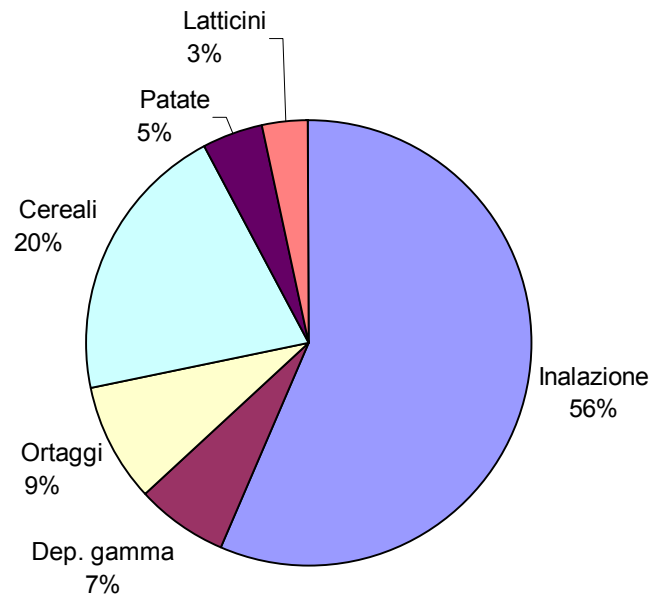


Figura n. 10.3: Contributo percentuale alla dose collettiva totale dovuto ai radionuclidi e alle vie di esposizione più rilevanti: esempi di diagrammi per la centrale di Brindisi Sud.

11. CONCLUSIONI

L'attività svolta è stata mirata alla definizione di una metodologia utile per valutare l'impatto ambientale delle centrali a carbone, come esempio di fonte di rilascio di radionuclidi naturali in atmosfera.

Senza entrare nel merito di una dettagliata discussione dei risultati della valutazione, si è mostrato quali siano le potenzialità di PC-CREAM, la cui versione modificata è disponibile per altri utilizzatori in possesso della versione commerciale.

12. BIBLIOGRAFIA

- Clarke R.H., 1979, *The first report of a Working Group on Atmospheric Dispersion: A model for a short and medium dispersion of radionuclides released to the atmosphere*, Chilton, NRPB-R91
- CTN-AGF-T-RAP-00-05, 2000, *Raccolta dei dati sulle fonti di pressione ambientale relative ai NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials)*
- CTN-AGF-T-RAP-00-13, 2000, *Sviluppo di criteri per la realizzazione della banca dati sulle fonti di pressione ambientale relative ai NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials)*
- ICRP, 1991, *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 60, Ann. ICRP, **21**, Nos. 1-3
- ICRP, 1996, *Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides: Part 5, compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*, ICRP Publication 72, Ann. ICRP, **26**, No 1
- Kocher D.C and Eckerman K.F., 1981, *Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin*, Health Physics, **40**, 467-475
- Robinson C.A., 1996, *Generalised habit data for radiological assessments*, Chilton, NRPB-M636
- Simmonds J.R., Lawson G., and Mayal A., 1995, *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment*, CEC Luxembourg, EUR 15760 EN
- Smith K.R., Crockett G.M., Oatway W.B., Harvey M.P., Penfold J.S., and Mobbs S.F., 2001, *Radiological Impact on the UK Population of Industries Which Use or Produce Materials Containing Enhanced Levels of Naturally Occurring Radionuclides: Part I – Coal-fired Electricity Generation*, Chilton, NRPB-R327
- Trotti F., Bucci S., Belli M, Colombo G, Dalzocchio B, Fusato G., Maggiolo S., Nava S., Svegliado G., Zampieri C.. *Preliminary identification of work activities involving NORM in Italy*. Proceedings of the Workshop NORM III, Federal Agency for Nuclear Control, 17-21 September 2001, Bruxelles.
- UNSCEAR, 1982, *Sources and Effects of Ionising Radiation*, United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1993, *Sources and Effects of Ionising Radiation*, United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2000, *Sources and Effects of Ionising Radiation*, vol. 1, United Nations, New York.

- US DoE report , 1988, *External dose rate conversion factors for calculation of dose to the public*, DoE/EH – 0070
- Rouni P.K., Petropoulos N.P., Anagnostakis M.J., Hinis E.P. and Simopoulos S.E.. Radioenvironmental survey of the megalopolis lignite field basin. Radon in the Living Environment, 19-23 april 1999, Athens, Greece.