
CAPITOLO 3

FATTORI FISICI

3.1 IL CICLO DELLE MATERIE PRIME

La produzione di acciaio con forno elettrico sta crescendo rapidamente rispetto a quella a ciclo continuo, sia nei paesi industrializzati che in quelli emergenti. A fronte di una previsione di incremento annuo della produzione totale di acciaio del 1,5 - 2% si stima che quella da forno elettrico aumenterà del 2,5 - 3,5%. Ci si attende quindi che nel 2010 il suo contributo, a livello mondiale, passi dall'attuale 33-35,3%¹, circa (v. Tabella 3.1.1), ad oltre il 50% della produzione complessiva [1]. L'Italia, da parte sua, ha già da tempo anticipato tale tendenza arrivando a produrre con forni elettrici oltre 16 milioni di tonnellate, cioè il 58% dell'acciaio totale pari a circa 25.8 milioni di tonnellate. Quest'ultimo dato evidenzia la rilevanza del rottame ferroso nel sistema produttivo italiano che si presenta come il maggior importatore mondiale di rottame. La figura 3.1 mostra la percentuale di rottame di ferro assorbito dai forni EAF sul totale consumato in Italia. Gli enormi quantitativi di rottame commercializzato fanno sì che esso sia, oramai a tutti gli effetti, una vera e propria materia prima, di importanza

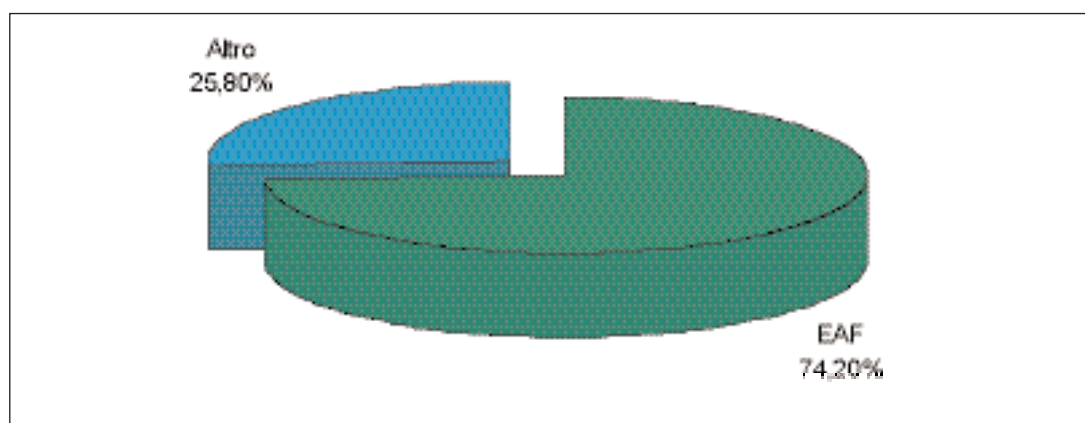


Fig. 3.1 -Percentuale di rottame di ferro consumato dalla tecnologia utilizzando l'EAF (1999).

¹ Dati recenti (Stahl, 1997) indicano che il 35,3% dell'acciaio prodotto è di origine elettrica.

strategica per il nostro Paese, caratterizzata da un suo mercato estremamente variabile in quanto influenzato da innumerevoli fattori quali: i flussi internazionali, le direttive specifiche dei diversi paesi d'origine, le problematiche ambientali, nonché il livello delle riserve e addirittura le condizioni meteorologiche che, se avverse, potrebbero impedire il regolare rifornimento delle acciaierie. L'andamento del prezzo medio del rottame, rilevato sul lungo periodo, mostra che esso ha raggiunto, in passato, anche i 180 €/t (350.000 Lire/t) ed attualmente oscilla tra le 50 e 100 €/t (100.000-200.000 Lire/t). L'ultimo listino prezzi [2] indica che il rottame di ferro ed acciaio per acciaieria ed i rottami pesanti, se esenti da rottami derivanti da rottamazione di autoveicoli, hanno una quotazione che si aggira sui 76-91 €/t (150.000 -180.000 Lire/t), mentre i rottami leggeri di autoveicoli scendono a 46-51 €/t (90.000-100.000 Lire/t). I rottami di acciaio inossidabile, specie se esenti da leghe e da scorie, hanno una quotazione molto più alta giungendo a 361-413 €/t (700.000-800.000 Lire/t), mentre per quelli che presentano impurezze il prezzo scende a 103-155 €/t (200.000-300.000 Lire/t). I rottami di acciaio contenenti nichel per almeno il 20%, presentano prezzi che si aggirano sui 723-775 €/t (1.400.000-1.500.000 Lire/t), mentre gli acciai speciali, contenenti tungsteno, molibdeno e vanadio, hanno quotazioni sui 232-258 €/t (450.000- 500.000 Lire/t). I rottami di ghisa al forno vengono quotati all'incirca 129-145 €/t (250.000-280.000 Lire/t). In tutti i paesi del mondo le ingenti quantità di rottami commerciate stanno assumendo un ruolo sempre più importante rispetto a quelle recuperate all'interno delle stesse acciaierie. Dati recenti indicano gli Stati Uniti come il maggior paese esportatore di rottami con circa 9 Mt/anno, dei quali, come mostra la figura 3.2, oltre 2 Mt rimangono nel continente americano distribuiti tra Canada (1.3-1.7 Mt) e Messico (0.6-0.7 Mt). Subito dopo si colloca l'Unione Europea con il flusso di circa 8 Mt/anno in uscita dalle sue frontiere. La parte più consistente delle esportazioni di rottame si convoglia (con oltre 13 Mt/anno) verso l'Asia orientale che, pur essendo entrata nel ciclo solo di recente, costituisce già la principale importatrice mondiale di rottami, com'è indicato schematicamente in figura 3.3.

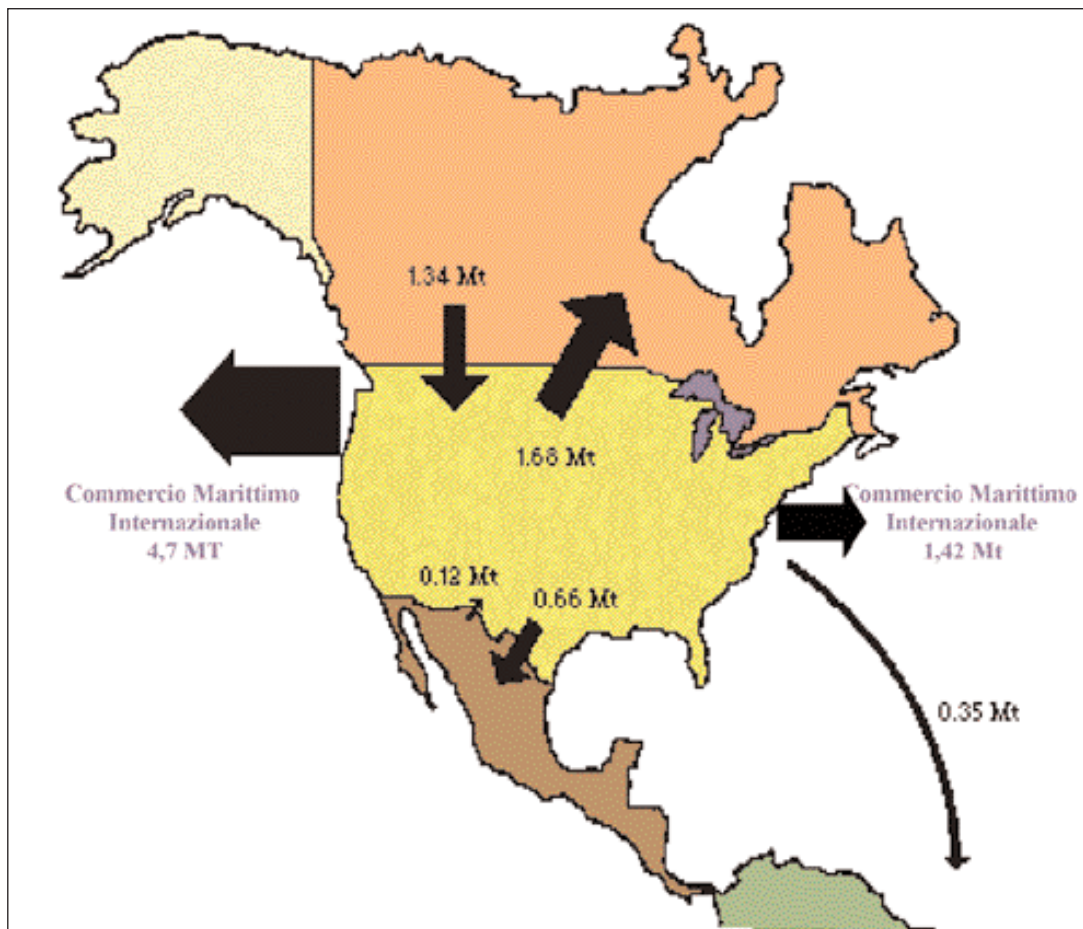


Fig. 3.2 - Rappresentazione schematica dell'entità degli scambi commerciali di rottami nell'America Settentrionale.

Nell'Europa occidentale lo scambio di rottami è diretto principalmente, come mostrato in figura 3.4, dal Nord al Sud, ove sono in corso di installazione un gran numero di acciaierie elettriche. Dai dati della Tabella 3.1.1, relativa alla situazione europea (1994), si può evincere che:

- Il mercato interno è di circa 15 Mt
- I maggiori esportatori sono la Germania (8.5 Mt) e la Francia (3.6 Mt),
- I maggior importatori sono l'Italia (4 Mt) e la Spagna (3.8 Mt).

Altri paesi quali Belgio, l'Olanda e Lussemburgo sono sia importatori che esportatori. Nell'Europa dell'Est inoltre, il commercio dei rottami si sta espandendo in quanto in tale area si stanno chiudendo i vecchi forni Martin-Siemens e ci si sta orientando verso l'impiego di convertitori ad ossigeno anche se non ancora verso i forni elettrici.

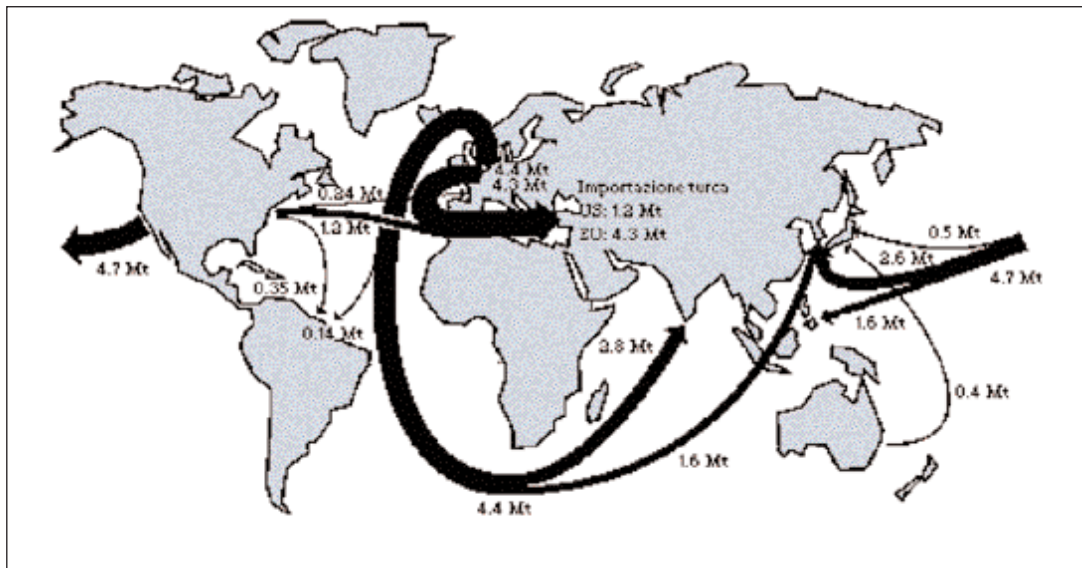


Fig. 3.3 - Rappresentazione schematica dell'entità del commercio internazionale di rottami

Tabella 3.1.1

Scambi commerciali di rottame nell'Europa occidentale nel 1994
(milioni di tonnellate)

	Importazioni da:		Esportazioni verso:	
	CE	Altri Paesi	CE	Altri Paesi
Belgio	1.82	0.02	0.70	0.60 (Ovest Europa)
Danimarca	0.15	-	0.50	-
Francia	1.38	0	3.56	0.22
Germania	0.57	0.33 (Est Europa)	6.19	2.33
Grecia	0.30 *	0.15 (Est Europa)	-	0.04*
Irlanda	0.35	-	0.05	-
Italia	4.00	2.16 (Est Europa)	-	-
Lussemburgo	0.97	-	0.05	-
Olanda	2.00 *	-	2.2 *	3.5 (Asia)
Portogallo	0.02	-	0.06 *	-
Spagna	3.80	0.8	-	-
UK	-	-	1.7 *	2.1 (Asia)
Totale	15 *	3.46	15 *	8.79

Fonte: UN/ECE Working Party on Steel

* : valore stimato

Nota : le regioni tra parentesi sono le principali origini o destinazioni

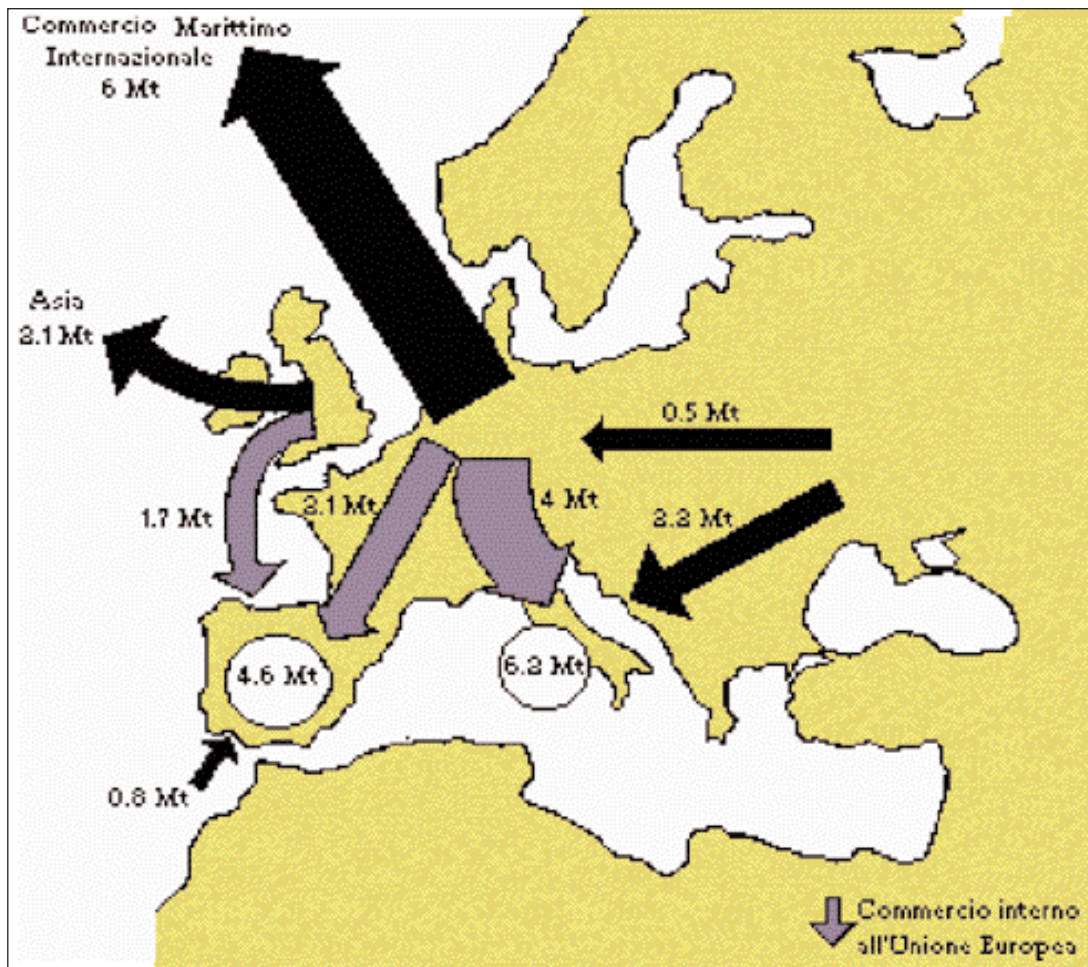


Fig. 3.4 - Rappresentazione schematica dell'entità del commercio di rottami in Europa

3.2 UTILIZZO DEI ROTTAMI NEI DIVERSI PROCESSI DI ACCIAIERIA

Abbiamo detto, al paragrafo 2.1, come la produzione di acciaio faccia capo a tre processi fondamentali:

1. ciclo integrale altoforno - convertitore,
2. forno elettrico ad arco,
3. riduzione diretta e rifusione dei preidotti.

Il ciclo integrale, com'è stato illustrato al paragrafo 2.1.1, parte dai minerali contenenti ferro, quali ossidi (magnetite, limonite, ematite), carbonati (siderite) e solfuri (pirite). Gli ossidi vengono utilizzati direttamente mentre i carbonati ed i solfuri vengono prima sottoposti ad arrostitimento per la trasformazione ad ossidi e quindi ridotti per la

conversione allo stato metallico. La chimica fisica del processo consta essenzialmente di tre reazioni: riduzione degli ossidi con carbone, combustione del carbone con aria, scorifica delle impurezze. La ghisa liquida prodotta nell'altoforno viene quindi sottoposta ad affinazione: durante questa fase vengono ossidati ad alta temperatura, in tutto o in parte, carbonio, manganese, silicio, zolfo e fosforo. Il più importante processo di affinazione è il processo Linz-Donawitz (processo LD) che realizza l'ossidazione con ossigeno puro. Tale procedimento, che non è altro che una variante dei classici processi pneumatici, ha soppiantato completamente il classico processo Martin Siemens². Per quanto detto, l'uso dei rottami legato al processo Martin-Siemens³ sta progressivamente diminuendo. Il suo impiego infatti è oggi limitato a soli quattro Paesi: Federazione Russa, Ucraina, Cina e India. Nel mondo il consumo di rottami legato all'impiego di tale forno è passato da circa 100 Mt nel 1980 a circa 3 Mt nel 1994. La quantità di rottami usata nei convertitori ad ossigeno (BOF) è abbastanza limitata (circa 0.3 t/t di acciaio) e differisce a seconda del tipo di impianto; il loro consumo, su scala mondiale, Tabella 3.2.1, è diminuito fino a

Tabella 3.2.1

Evoluzione del consumo mondiale di rottami nei BOF (milioni di tonnellate)

Anno	1975	1980	1985	1990	1993
Comunità Europea			17,4	16,0	16
Altri Paesi Ovest Europa					2*
Ex URSS + Ucraina	8,4		13,1	15,4	16*
Est Europa					2*
USA + Canada + Messico	21,1	19,8	13,9	14,5	15* + 2*
Giappone	10,4	7,7	5,6	5,5	5,4
Africa + Iran					2*
Asia					17*
America Latina					3*
Oceania					1*
Stima Mondiale					76*

Fonte: UN/ECE Working Party on Steel

* : valore stimato

² Il processo Martin Siemens, che utilizzava forni del tipo a riverbero (Martin) ed a rigenerazione (Siemens), poteva trattare cariche costituite da ghisa liquida, ghisa liquida + rottame, rottame + ghisa solida, rottame.

³ In lingua inglese *Open-Heart Furnace (OH)*

Tabella 3.2.2

Evoluzione del consumo mondiale di rottami negli EAF (milioni di tonnellate)

Anno	1975	1980	1986	1990	1993
Comunità Europea			39,5	44,6	46,4
Altri Paesi Ovest Europa					8*
USA + Canada + Messico	20,9	29,6	35,0	26,4	44,1
Russia + Ucraina + Est Europa	13,4		7,1	11,18	8,5
Giappone	17,7	28,5	31,1	34,4	31,0
America Latina					12*
Africa + Medio Oriente					8*
Asia					50*
Oceania					1*
Stima Mondiale					209*

Fonte: UN/ECE Working Party on Steel;

* : valore stimato

valori di circa 75 Mt nel 1994 [1]. Il consumo del rottame ferroso è quindi, essenzialmente, legato all'impiego nei forni elettrici, e la sua continua crescita, Tabella 3.2.2, risulta una conseguenza diretta e della loro crescita in termini numerici e dei notevolissimi incrementi di produttività raggiunti. Il numero degli EAF è inoltre destinato ad aumentare ulteriormente in virtù delle loro caratteristiche di flessibilità metallurgica ed impiantistica.

3.3 IL CICLO DEL ROTTAME IN ITALIA

Dati relativi al 1997 [4] indicano in circa 16,6 milioni di tonnellate il consumo complessivo italiano di rottame ferroso (rispetto ai 15,9 Mt dell'anno precedente), mentre il fabbisogno di acquisto delle acciaierie a forno elettrico si è attestato a 14,3 milioni di tonnellate. Il volume di affari complessivamente connesso al ciclo del rottame è valutabile in circa 1,55 miliardi di euro (3.000 miliardi di lire), suddivisi fra le oltre 600 aziende che operano nel settore, le quali danno lavoro a quasi 10.000 addetti. Dei 14,3 Mt una quota parte pari a circa il 73% (10,5 Mt equivalenti a circa 1,03 miliardi di euro, 2.000 miliardi di lire) è stata reperita e trattata sul mercato nazionale, mentre la rimanente di circa 3,8 Mt (equivalente a circa 5,16 miliardi di euro, 1.000 miliardi di lire) è stata importata dall'estero. Nonostante le importazioni siano diminuite di circa il 10% rispetto all'anno precedente, a causa dell'aumento delle richieste da parte di paesi terzi ai tradizionali fornitori, francesi e tedeschi, della siderurgia italiana, il nostro Paese rimane il maggiore importatore europeo e, probabilmente, mondiale di rottami. La riduzione delle importazioni è stata però compensata da un aumento della raccolta interna, con un significativo aumento della quota derivante dalla rotta-

mazione degli autoveicoli avvenuta in corrispondenza degli incentivi concessi dal Governo per il rinnovo del parco veicoli. Nella Tabella 3.3.1

Tabella 3.3.1

Recupero dei rottami ferrosi (tonnellate) nel periodo 1992 – 1994

Aggregati	1992	1993	1994
Fabbisogno nazionale	17.028.000	17.354.000	17.811.000
Quota del mercato interno	11.670.000	12.060.000	11.616.00
Quota d'importazione da			
Francia	1.190.000	1.210.000	1.318.000
Germania	2.268.000	1.965.000	2.453.000
Regno Unito		2.000	18.000
Paesi bassi	1.000		
Lussemburgo	1.000		
Altri	1.898.000	2.117.000	2.404.00

seguito si riportano i dati di consolidati (Fonte ISTAT, Assofermet) relativi al recupero dei metalli ferrosi nel triennio 1992-94. Il 40% del rottame nazionale (~ 4 milioni di t) è costituito da "cadute nuove"⁴, ossia dagli scarti dei processi siderurgici e semilavorati. Si tratta di materiale raccolto direttamente alla fonte che, dopo le operazioni di cernita ed, eventualmente, pressatura e cesoiatura, è pronto per essere avviato al forno elettrico. La seconda fonte in ordine di importanza (~ 2 milioni di t) è quella delle "demolizioni industriali"; si tratta prevalentemente dei materiali provenienti dalla demolizione di: capannoni, macchinari, impianti chimici o petroliferi, ecc. La "raccolta pesante" che comprende tutti i materiali con spessore superiore a 3 mm (proveniente da officine meccaniche, attività di manutenzione e ristrutturazione di opifici industriali, dismissioni di apparecchiature ospedaliere, ecc.) fornisce circa il 15% del totale dei rottami nazionali. Il rottame di origine automobilistica⁵, con circa il 12% del totale, viene solo al quarto posto, ed al quinto (con ~ 8 %) vi sono gli sfridi di tornitura, mentre il rottame di ghisa, pari a 500 mila tonnellate, proveniente da demolizione di vecchi manufatti, basamenti di macchine utensili, ecc., è l'ultima delle grandi fonti di rottame ferroso. Un'altra fonte di rottami ferrosi [3] è costituita dagli elettrodomestici rottamati che, se-

⁴ La classificazione merceologica, tuttora applicata, è ancora quella CECA ma comincia a diffondersi la nuova classificazione Eurofer. Una lista esaustiva dei rottami comunemente trattati, completa di una descrizione merceologica, la si trova nell'All. 1 al Decreto Ministeriale 5 settembre 1994 alla voce "rottami ferrosi".

⁵ Secondo stime dell'ACI, nel periodo che va dal 7 Gennaio 1997 al 31 Maggio 1998, le vetture per le quali è stata chiesta la radiazione dal PRA ammontano a 1.525.484 unità, per effetto degli incentivi alla rottamazione, di cui circa 513.000 sono state recuperate e riciclate dalla Fiat Auto attraverso un sistema operativo denominato F.A.R.E. (Fiat Auto Recycling). Assumendo un peso medio di circa 1 t per veicolo si hanno circa 1,5 Mt che si riducono a circa 1 Mt di rottami ferrosi.

condo una stima elaborata dall'ANIE per l'anno 1997, possono così ripartirsi:

- 875.000 frigoriferi,
- 260.000 congelatori,
- 1.062.000 lavatrici,
- 204.000 lavastoviglie.

Assumendo un peso medio di circa 70 kg per le lavatrici e 50 kg per i frigoriferi (congelatori e lavastoviglie), ed un contenuto medio di metalli ferrosi del 60% per lavatrici e lavastoviglie e del 50% per frigoriferi e congelatori, si possono stimare in circa 80.000 t i materiali ferrosi recuperati. Un'ultima fonte di rottame è costituita dagli imballaggi in acciaio, che unitamente agli altri metalli che si ritrovano nei RSU, forniscono al mercato un quantitativo stimabile in 0,78 Mt di materiali ferrosi. Il rottame viene, per lo più, raccolto, nei diversi siti di origine, a mezzo degli appositi cassoni (oltre 11.000 in Italia) e viene quindi avviato ai cantieri ove si effettua la prima cernita e suddivisione per tipologie. La fase finale del lavoro di cantiere consiste nella pressatura e cesoiatura al fine di ottimizzare la fase di trasporto ed il caricamento ottimale dei forni. Sono attualmente in funzione, nei diversi cantieri, 150 pressocesoie e 450 presse. Per quanto riguarda i centri di frantumazione ("frantoi"⁶), essendo in molti casi gestiti direttamente dagli stessi acciaieri, sono prevalentemente concentrati nel Nord Italia (Province di Milano, Brescia, Bergamo) ma esistono impianti nel Lazio, Campania, Puglia e Sicilia.

3.3.1 Organizzazione del riciclaggio delle carcasse automobilistiche

Il ciclo del rottame automobilistico è mostrato schematicamente in figura 3.5. La maggior parte delle carcasse di autoveicoli viene, in genere, conferita dall'ultimo proprietario direttamente ad una rete di raccolta che può avere capacità molto diverse, da 50 fino a 1.000 e più carcasse. Le carcasse pretrattate, nei centri di raccolta, vengono quindi cedute ai grossisti che gestiscono gli impianti di trattamento, fig. 3.5, ove avviene la frantumazione del rottame (shredder) e la separazione, con procedimenti che differiscono a seconda dei brevetti, in metalli ferrosi, metalli non ferrosi, materiali non metallici.

⁶ In lingua inglese "shredder"

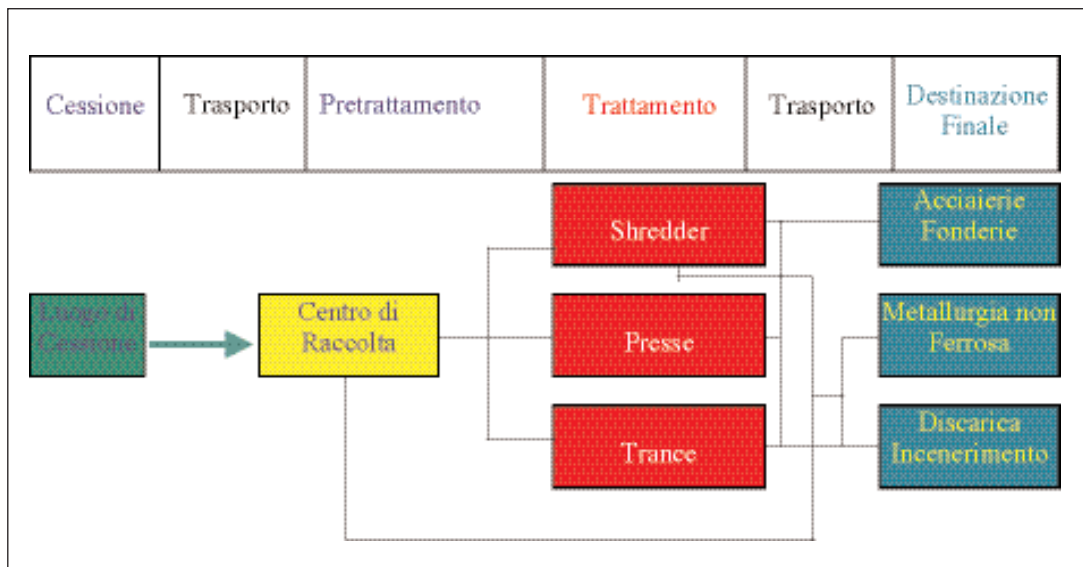


Fig. 3.5 – Visione schematica della catena di smaltimento delle carcasse di autoveicoli

In alcuni casi i grossisti riforniscono direttamente le acciaierie, in altri conferiscono i rottami già pronti a società legate alle acciaierie che provvedono allo stoccaggio ed al rifornimento graduale in funzione della domanda. Il materiale non metallico, costituito generalmente dal fluff e dai pneumatici, viene smaltito in discarica o in impianti di incenerimento, anche se oggi sono in corso di studio soluzioni alternative. La composizione percentuale media di un'automobile per classi di materiali [5], nei modelli Fiat, è riportata nel diagramma in figura 3.6. Il riciclaggio delle carcasse di automobili può essere suddiviso in due fasi principali [6]: lo smantellamento e la frantumazione. Il quadro seguente mostra schematicamente il flusso dei materiali che si recuperano in ciascuna operazione. Lo smantellamento iniziale degli autoveicoli rottamati [5] ha lo scopo di renderli idonei per la fase successiva. Solo una parte minoritaria dei rottami, infatti, può giungere tal quale nelle acciaierie o nelle fonderie. La maggior parte deve essere assortita per qualità e pretrattata per garantire gli specifici requisiti posti dagli utenti. Sono allontanate, in primo luogo, le batterie, i liquidi pericolosi per le acque (liquidi dei freni, liquidi idraulici, liquidi antigelo, oli, ecc.), le pastiglie dei freni (se in amianto), l'azoturo di sodio dell'air-bag; mentre alcune parti (componenti riutilizzabili di "seconda mano") vengono smontate e, opportunamente riparate, revisionate e recuperate [6]. Il resto della carcassa, pressato o tranciato (operazione più rara) è poi trasferito ad un impianto di pressatura ove viene ulteriormente compresso fino a formare un parallelepipedo di 0,8x0,8x1,2/2,0 m al fine di ridurre il volume del solido e, quindi, le spese di trasporto. La pressatura del rottame deve necessariamente avvenire dopo la fase di separazione selettiva altrimenti non è più possibile la separazione di sostanze estranee (metalli non ferrosi e materiali non metallici) che riducono il valore

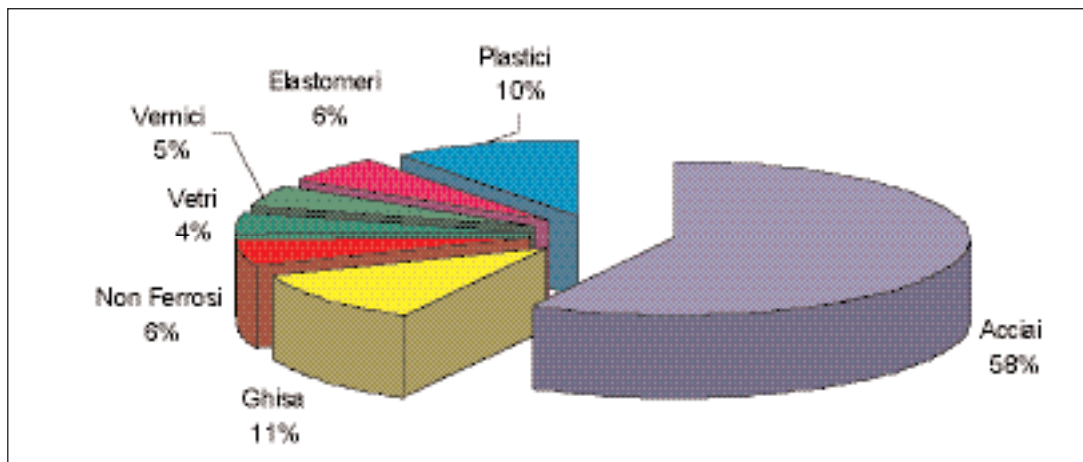


Fig. 3.6 - Tipologie di materiali nei modelli Fiat.

Radiatore	→	Recupero Rame
Paraurti	→	Recupero plastiche
Pneumatici	→	Riutilizzo, Combustione
Batterie	→	Recupero Pb
Convertitori catalitici	→	Recupero metalli preziosi
Vetri	→	Recupero vetro
Carrozzeria	→	Shredder*
Motore	→	Shredder* →
Trasmissione	→	Shredder*
		Recupero acciaio, Al, Cu, Zn, plastiche

* Impianto di frantumazione

di mercato del rottame ferroso e complicano, quando non impediscono del tutto, il recupero degli altri materiali. In Italia [7] la catena di demolizione è costituita, come mostrato in Tabella 3.3.2, da *demolitori*, che basano i loro guadagni sulla vendita di alcuni componenti come ricambi di seconda mano, *rottamatori* (commercianti di rottame) e *frantumatori* che tritano e suddividono il materiale in varie classi:

- Materiale metallico ferroso la cui qualità dipende dall'efficienza degli addetti alla separazione manuale del rottame; generalmente il rottame è classificato come "rottame di bassa qualità" con la seguente composizione media: Cr < 1.00%, Ni < 0.60%, Mo < 0.15%, Cu < 0.60%, Sn < 0.10%.
- Materiale metallico non ferroso: alluminio, rame proveniente dai motorini elettrici, piombo proveniente dalle batterie e zinco presente su alcune parti delle lamiere auto per la protezione dalla corrosione.

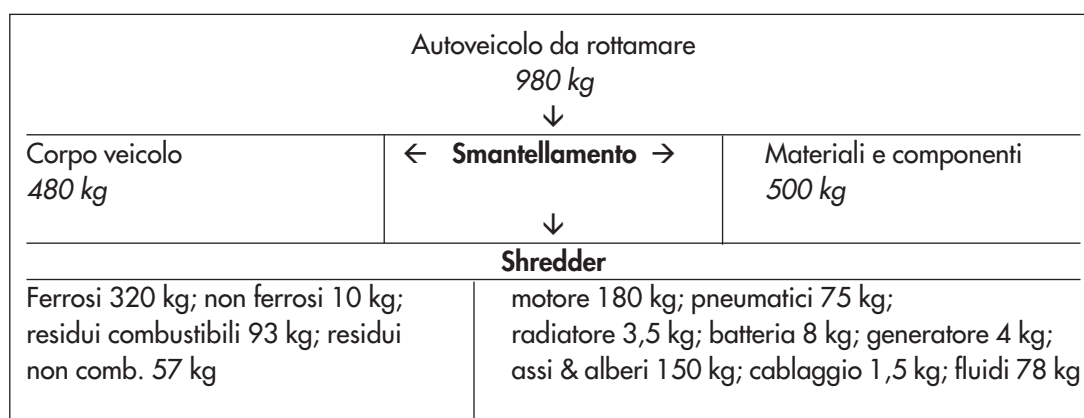
- Materiale non metallico (Fluff) la cui composizione varia in funzione del tipo di autoveicolo e del grado di smontaggio che ha subito; come composizione media si può assumere la seguente: plastiche miste 38%, gomme 15%, cavi 1.5%, vetri e inerti 6%, metalli ferrosi e non 1.5%.

Tabella 3.3.2

Operatori nella rottamazione vetture

	Demolitori	Rottamatori	Frantumatori
N° in Italia	4500	300	16
Produttività media	10 vett/giorno	100 vett/giorno	500 vett/giorno
Attività	Commercio ricambi	Compra-vendita rottame e trasporto	Fornitura alle acciaierie

Per effettuare la macinazione del rottame si deve ricorrere ad un impianto di frantumazione (*Shredder*). Elemento essenziale di tali impianti è il mulino a martelli, in cui si demoliscono le carcasse, più o meno pretrattate. Il mulino è costituito da un tamburo centrale rotante su un asse orizzontale, che porta un certo numero di martelli in acciaio al manganese del peso di circa 150 kg, collegati a snodo. Essi, per azione della forza centrifuga, si dispongono radialmente e sbriciolano il solido. La carica, situata nella parte inferiore di una scatola cilindrica dotata di un alimentatore e di una griglia per il passaggio del materiale macinato, è ridotta in pezzi da 3-25 cm. Questi pezzi verranno, poi, separati nelle loro componenti fondamentali (ferro e ghisa, metalli non ferrosi, sostanze non metalliche). Lo schema riportato di seguito [8] mostra l'efficienza delle due fasi, smantellamento e frantumazione, del riciclaggio: da una carcassa avente un peso medio di 980 kg si riescono a separare 500 kg di componenti meccaniche (motore, radiatore, ingranaggi,...) durante il primo stadio, mentre il resto è recuperato, per il 66%, nella lavorazione successiva del rottame ferroso. Il materiale frantumato subisce vari trattamenti.



Ad esempio, viene inizialmente sottoposto a vagliatura, mediante una corrente d'aria che asporta le impurezze più leggere, quali polveri, schiume plastiche, fibre tessili, che sono successivamente separate dall'aria per mezzo di cicloni e scrubber; quindi subisce una separazione magnetica, con cui i metalli ferrosi vengono separati da quelli non ferrosi. Dopo la rimozione della frazione magnetica si esegue una nuova vagliatura che, generalmente, origina frammenti a quattro diverse pezzature: >100 mm; 16-100 mm; 4-16 mm; <4 mm. Le frazioni di maggiori dimensioni sono allontanate manualmente ed eventualmente sottoposte ad un nuovo ciclo di frantumazione. Le particelle con diametro compreso fra 16 e 100 mm hanno un contenuto di metalli intorno al 45-65%. È, quindi, necessario effettuare una pre-concentrazione del materiale per mezzo di un separatore *rising current* (RCS). Successivamente il prodotto sarà sottoposto ad una separazione gravimetrica realizzata in due stadi. La frazione più leggera dello scarico del RCS, costituita da gomma, plastica, materiali compositi, ha una densità di 2,4 g/cm³, mentre quella più pesante di 3,3 g/cm³. Poiché riciclare un materiale di composizione così eterogenea è difficile, si cerca di ridurre la quantità di fluff effettuando una separazione, quanto più possibile spinta dal veicolo, di materiali riciclabili prima di procedere alla frantumazione del veicolo stesso. Dopo il trattamento di frantumazione il fluff viene avviato in discarica; una soluzione alternativa, ancora a livello sperimentale, è quella di impiegare tale fluff, composto prevalentemente da materiali organici, in un processo di combustione con recupero energetico. Metalli non ferrosi, come alluminio e magnesio, possono essere recuperati tramite un separatore elettrostatico in unione con un *metal detector* che sia in grado di fornire un segnale quando un frammento metallico attraversa un certo volume, detto volume utile. I materiali così individuati sono espulsi mediante un flusso d'aria emesso da una serie di valvole parallele al detector. Il tempo di risposta del rivelatore di particelle, dal momento del loro passaggio, è brevissimo (milionesimi o miliardesimi di secondo).

3.3.2 - Ruolo del COBAT

Il COBAT, Consorzio Obbligatorio Batterie al Piombo Esauste e Rifiuti Piombosi, è stato istituito dalla legge n.475/88, art. 9 quinquies. Tale articolo non è stato abrogato come la legge 475 per effetto del Dlgs.5 febbraio 1997 n.22 come da art. 56 dello stesso Dlgs. Inoltre al comma 4 dell'articolo 58 si stabilisce che il COBAT assuma una personalità giuridica di diritto privato. Il COBAT ha il compito di assicurare la raccolta delle batterie esauste e dei rifiuti piombosi⁷ ed organizzarne lo stoccaggio, e quindi di cedere i prodotti stessi alle imprese che ne effettuano il riciclaggio. A fronte di

⁷ Sotto questa denominazione vanno nella pratica soprattutto i rifiuti che cadono dalla fabbricazione degli accumulatori al piombo

questi compiti del Consorzio la stessa legge obbliga chiunque detenga batterie al piombo esauste a conferirle al COBAT, direttamente o mediante consegna ai suoi incaricati. Non è inutile sottolineare ancora una volta che a differenza di tutte le altre pile ed accumulatori le batterie esaurite al piombo sono un rifiuto pericoloso con associato un valore socio-economico positivo, cioè il riciclaggio degli accumulatori al piombo può generare prodotti il cui valore è superiore ai costi di raccolta e processamento. I ricavi del COBAT sono infatti rappresentati da un sovrapprezzo applicato su ogni batteria prodotta od importata versato dai produttori ed importatori direttamente al COBAT e dal prezzo di vendita delle batterie raccolte agli impianti di riciclaggio. I proventi coprono i costi di raccolta, di gestione del Consorzio e altri costi (pubblicità, ricerca, ecc.). Il Consorzio non ha scopo di lucro, quindi se il bilancio annuale chiude in pareggio, eventuali eccedenze vanno ad un fondo consortile. La rete di raccolta è costituita da circa 80 raccoglitori incaricati da COBAT cui viene assegnata in esclusiva un'area geografica in funzione del gettito calcolato per quella area e dei mezzi di cui è dotato il raccoglitore o l'associazione di raccoglitori ivi operante. L'assegnazione delle aree è effettuata in base ad una gara di appalto in cui viene valutata la capacità del raccoglitore (mezzi, personale, stoccaggi) e il prezzo offerto.

L'efficienza di raccolta viene solitamente determinata raffrontando i dati direttamente desunti dal sovrapprezzo (e quindi al tonnellaggio o al numero dei pezzi immessi sul mercato) e i dati di raccolta effettivi, ovviamente introducendo dei parametri quali la vita media delle batterie di avviamento ed industriali. Negli ultimi anni a fronte di un gettito potenziale di circa 170.000 t/a di batterie esauste è stato raggiunto un valore di "efficienza di raccolta" sempre superiore al 80% e tipicamente intorno al 85%. Va comunque detto che la determinazione del dato di efficienza non è molto semplice. Le tecnologie applicate negli impianti italiani sono molto simili e si basano fondamentalmente su tre fasi di processo:

- 1) Frantumazione della batteria e separazione dei componenti che sono:
 - a) Piombo metallico in pezzatura (poli, griglie)
 - b) Polveri di piombo ossido e solfato ("pastello")
 - c) Plastiche alcune direttamente riciclabili, altre no
 - d) Elettrolita solforico (da neutralizzare)
- 2) Fusione di griglie e paste al forno rotativo corto, con relativa produzione di:
 - a) Piombo grezzo (o "d'opera")
 - b) Scorie piombose
- 3) Raffinazione del piombo d'opera trasformato in piombo "dolce" (raffinato) e leghe

Gli impianti dei riciclatori sono generalmente tutti attrezzati per effettuare tutte e tre le fasi sopra dette, ma d'altra parte ci sono fondati motivi per valutare, in alternativa alla rifusione in forno rotativo, la convenienza di conferire alcuni prodotti intermedi (il "pastello") al ciclo primario del piombo (per es. all'impianto Kivcet di Porto Vesme) come da tempo ha fatto EniRisorse ed ora EcoBat, con notevoli benefici anche sull'impatto ambientale dell'impianto di piombo secondario.

3.3.3 Metodi di trattamento del rottame

Prima di passare ad esaminare i metodi di trattamento del rottame è opportuno soffermarci brevemente sui problemi posti dal recupero del contenuto ferroso di due tipologie particolari di rifiuti: i cosiddetti "beni durevoli" e gli impianti industriali dismessi [3]. I beni durevoli (art. 44 del D.Lgs. 22/97) sono costituiti dagli elettrodomestici quali: frigoriferi, lavatrici, lavastoviglie, ecc. Tali prodotti richiedono una bonifica preliminare (simile per certi versi a quella a cui sono sottoposti gli autoveicoli) al fine di separare quelle componenti e materiali che non solo non risultano utilizzabili nel ciclo del rottame, ma che risultano pericolosi per l'ambiente (ozono stratosferico). In particolare i frigoriferi, i congelatori ed i sistemi di condizionamento sono dotati di circuiti contenenti i clorofluorocarboni e di isolamenti in schiuma poliuretanic. Per queste apparecchiature sono stati sviluppati appositi impianti di frantumazione, che operano in ciclo chiuso e permettono l'aspirazione ed il recupero dei fluorocarburi mediante assorbimento su carboni attivi e successivo desorbimento e condensazione. Per quanto riguarda in particolare i frigoriferi è stato stipulato un accordo di programma tra i Ministeri Ambiente ed Industria, l'ANCI e Cispel - Federambiente, per la realizzazione di 12 piattaforme di recupero, diffuse su tutto il territorio nazionale. Nell'impossibilità di poter utilizzare i rottami tal quali, la prima operazione che si deve compiere è la frantumazione. I rottami devono inoltre avere determinate caratteristiche chimiche, dettagliatamente fissate in relazione alle esigenze delle fonderie; in linea di massima devono essere separati sia i metalli non ferrosi che gli elementi non metallici che possono ostacolare il processo metallurgico e/o modificare le proprietà del prodotto finale (S, P, Cu, Sn...). La separazione delle particelle solide, che si ottengono con la frantumazione, può essere realizzata attraverso vari trattamenti: differenze di densità, dimensioni, forme, colori, proprietà magnetiche o elettriche orientano verso un procedimento piuttosto che verso un altro. In particolare la separazione può essere effettuata sulla base della dimensione delle particelle, della densità, delle proprietà magnetiche, delle proprietà elettriche e delle proprietà chimiche superficiali.

Selezione sulla base delle dimensioni

Il processo di selezione più semplice e diretto è la vagliatura o screening [9] che serve a dividere in due o più classi di pezzatura i frammenti di materiale incoerente in base alle dimensioni. Il vaglio presenta un telaio costituito da una rete metallica o da una lamiera perforata. Le dimensioni e la forma delle maglie o dei fori determinano la separazione degli elementi che passano attraverso il vaglio da quelli che ne sono trattenuti. Con frammenti di forma molto irregolare, il passaggio attraverso il vaglio dipende anche dalla posizione con cui essi si presentano davanti alle aperture. Esistono vagli a uno o più telai sovrapposti dotati di moto vibratorio, detti vibrovagli, in cui il telaio posto più in alto ha le maglie più larghe e ognuno dei telai sottostanti trattiene e scarica con opportuni dispositivi una frazione della carica complessiva. Si usano, an-

che, vagli rotativi in forma di cilindri di lamiera che, in sezioni successive, presentano aperture di dimensioni crescenti. Industrialmente è diffuso il vaglio *grizzly* [10], che è costituito da una serie di barre, in acciaio al manganese per aumentare la resistenza all'usura, opportunamente distanziate tra loro. Il vaglio è mantenuto fisso, orizzontale o inclinato di 20-50° sull'orizzontale, oppure è montato su eccentrici che lo fanno vibrare.

Selezione sulla base della densità

I metodi gravimetrici realizzano la separazione fra i componenti di una miscela solida in base al loro diverso peso specifico. Nel *tabling*, in cui contano anche, sia pure in minor misura, la forma e le dimensioni delle particelle, la separazione interessa la sospensione che viene caricata all'estremità più alta di un tavolo di dimensioni massime pari a 2-5 m², soggetto a vibrazioni asimmetriche di 5 Hz di frequenza e 1-2 cm di ampiezza [11]. La diversa velocità di caduta assicura un'efficace separazione dei componenti il miscuglio solido, i quali potranno raccogliersi in differenti punti del piano. Il *tabling* può essere realizzato sia ad umido che a secco. Esistono, infatti, anche tavoli costituiti da un piano poroso attraverso il quale fuoriesce un flusso d'aria che garantisce il moto delle particelle. Nel *jigging*, una corrente liquida pulsante fluisce attraverso il letto di particelle sostenuto da una griglia. Il moto alternativo del liquido dal basso verso l'alto e viceversa determina la stratificazione del prodotto più pesante sul fondo e la raccolta della frazione più leggera in alto. La *classificazione* permette la suddivisione di una miscela solido/liquido in due frazioni: una, a più alto tenore di solido, parzialmente sgrondata di liquido e una, formata dalla frazione più fine, dispersa nella maggior parte del liquido. Il trattamento si esegue in classificatori, che possono suddividersi in tre categorie: non meccanici, meccanici, idraulici. I primi due tipi differiscono tra di loro solo per il modo con cui realizzano la rimozione della frazione grossolana del solido. I classificatori più diffusi, tra quelli che realizzano meccanicamente lo scarico e la sgrondatura del prodotto grossolano, sono quelli a draga, a rastrello o a spirale. Essi basano il loro funzionamento sull'effetto della gravità.

Nei classificatori idraulici, il meccanismo della separazione è differente dato che la sedimentazione del solido è ostacolata da un liquido ausiliario alimentato dal basso; la carica è alimentata dall'alto. Il risultato è quello di avere più particelle in sospensione, il che si traduce in un'apparente maggiore densità del liquido: in tal modo la separazione è basata più sulla densità che sulle dimensioni. Classificatori privi di dispositivi meccanici sono i coni e gli idrocycloni. Di impiego più recente è l'*heavy media separation* (hms) [9], con cui la separazione viene realizzata tramite la dispersione delle particelle solide in un liquido avente peso specifico intermedio tra quello dei due prodotti. Ciò causa il galleggiamento delle particelle più leggere e l'affondamento di quelle più pesanti. I liquidi generalmente usati per l'hms sono riportati in Tabella 3.3.3.

Tabella 3.3.3

Prodotti usati nel heavy media separation [3]

Componenti	Densità (g/cm ³)	Componenti	Densità (g/cm ³)
Ioduro di metilene	3,33	dibromuro di metilene	2,17
Tetrabromoetano	2,96	clorobromuro di metilene	1,92
Bromoformio	2,89	pentacloroetano	1,67
Tribromoetano	2,61	tetracloruro di carbonio	1,59
Bromuro di metilene	2,48	tricloroetilene	1,46

Una separazione più spinta di quella ottenibile con il liquido (o con una miscela di liquidi di diverso peso specifico) si può avere con un mezzo denso, formato da una sospensione di solidi ad alta densità e finemente suddivisi. Tra i vari tipi di solidi utilizzabili si preferiscono quelli a comportamento magnetico (magnetite, Fe-Si) perché uniscono un'alta resistenza all'attrito e una grande facilità di recupero tramite metodi magnetici ad un'elevata densità.

Selezione in base a proprietà chimiche superficiali

Uno dei processi di concentrazione più largamente utilizzati è la flottazione. La *flottazione* si effettua su miscele di sostanze solide per arricchirle in un componente o allo scopo di separare un determinato costituente. Basato sulle proprietà che ha la superficie libera dell'acqua di comportarsi, grazie all'energia di tensione superficiale, come una sorta di pellicola sottile e resistente, il trattamento viene realizzato sospendendo il miscuglio solido in un liquido e provocando in esso, per agitazione o per insufflazione di aria o tramite altri sistemi, la formazione di bolle. In seguito a fenomeni di tensione superficiale, generalmente esaltati dall'aggiunta di opportune sostanze dette collettori, alcuni componenti (idrofobi) risultano non bagnabili e aderiscono alle bolle di gas dalle quali vengono trascinate alla superficie e trattenuti dalle sostanze schiumogene, mentre gli altri (idrofili) rimangono sul fondo e vengono scaricati. La schiuma viene allontanata dalla cella di flottazione e lavata con getti d'acqua. La carica deve essere previamente macinata fino a renderla perfettamente omogenea e di dimensioni tali da poter essere sollevata dalle bolle. In alcuni casi affinché il collettore possa aderire alla superficie del solido occorre l'azione di altre sostanze, dette attivatori; viceversa, si impiegano deprimenti per evitare il trascinamento nella schiuma di componenti non desiderati. Tra le sostanze schiumogene la più usata è a base di olio di pino. Le quantità dei diversi agenti usate nella pratica sono molto modeste, dell'ordine del centinaio di grammi per tonnellata di solido da trattare [11]. Le apparecchiature utilizzate per la realizzazione dell'operazione sono le celle di flottazione, di solito utilizzate in serie per una più efficace separazione. Esse possono essere ad agitazione meccanica o di tipo pneumatico.

Selezione sulla base di proprietà magnetiche

La separazione magnetica permette di separare dalla miscela solida le particelle di materiali ferromagnetici (Fe, Ni, Co) grazie all'attrazione che questi subiscono da parte di un campo magnetico (H) prodotto da un elettromagnete. Il moto del solido di natura magnetica viene rallentato passando attraverso H fino ad esserne trattenuto. I separatori possono lavorare tanto a umido quanto a secco. Quando nel materiale da separare sono contenute particelle molto piccole, che potrebbero agglomerarsi le une alle altre a scapito della qualità della separazione, è preferibile bagnare il materiale a scopo preventivo. Uno dei più diffusi separatori magnetici a secco è quello a nastri [11]. Due nastri trasportatori, sfalsati sull'orizzontale, sono disposti in parallelo, uno sopra l'altro. Quello inferiore trasporta uno strato sottile di solido, che, passando sotto l'altro, subisce l'azione del campo magnetico: dal nastro superiore viene scaricata la parte magnetica e da quello sottostante la frazione rimanente. Il magnete presenta polarità alternate per rimuovere più efficacemente le impurezze aderenti al materiale magnetico. Per una buona separazione la carica deve essere alimentata in forma di strato sottile, in modo che tutte le particelle siano soggette ad un campo uniforme, e tale che i diversi frammenti abbiano una certa libertà di movimento.

Selezione sulla base di proprietà elettriche

La separazione elettrostatica è basata sull'attrazione o repulsione che subiscono le particelle elettricamente cariche in presenza di un campo elettrico. Si utilizzano campi elettrici generati da tensioni dell'ordine di 20-40 kV [9]. L'apparecchiatura più semplice è quella in cui il materiale viene introdotto tramite una piastra (elettricamente messa a terra) al di sotto di un elettrodo ad alto voltaggio. Le particelle capaci di assumere una carica indotta dalla piastra sono attratte dall'elettrodo e la loro traiettoria è deviata rispetto a quella delle particelle non conduttive.

Infine, si possono ricordare i metodi fotometrici, industrialmente poco diffusi, i quali si basano sulle differenze nelle proprietà ottiche delle particelle di una miscela solida. Tali differenze includono colore, riflessione della luce, opacità, fluorescenza indotta da raggi X o ultravioletti.

3.4 BILANCIO DI MATERIA ED ENERGIA

Prima di passare ad un esame delle diverse problematiche ambientali poste dalle acciaierie ad arco elettrico, può risultare utile partire da una schematizzazione, riportata in figura 3.7, che sintetizzi ed integri quanto presentato in precedenza, e dia un'indicazione quantitativa dei diversi fattori che contribuiscono al bilancio di massa e di energia complessiva, secondo quanto riportato in Tabella 3.4.1. I dati sopra riportati sono tratti da un recente lavoro dell'European IPPC Bureau, che verrà più volte richiamato nel prosieguo, e sono dunque da considerare come sicuramente rappresentativi della situazione europea nel suo complesso, ma solo come una prima, sia pur significativa, approssimazione del caso italiano.

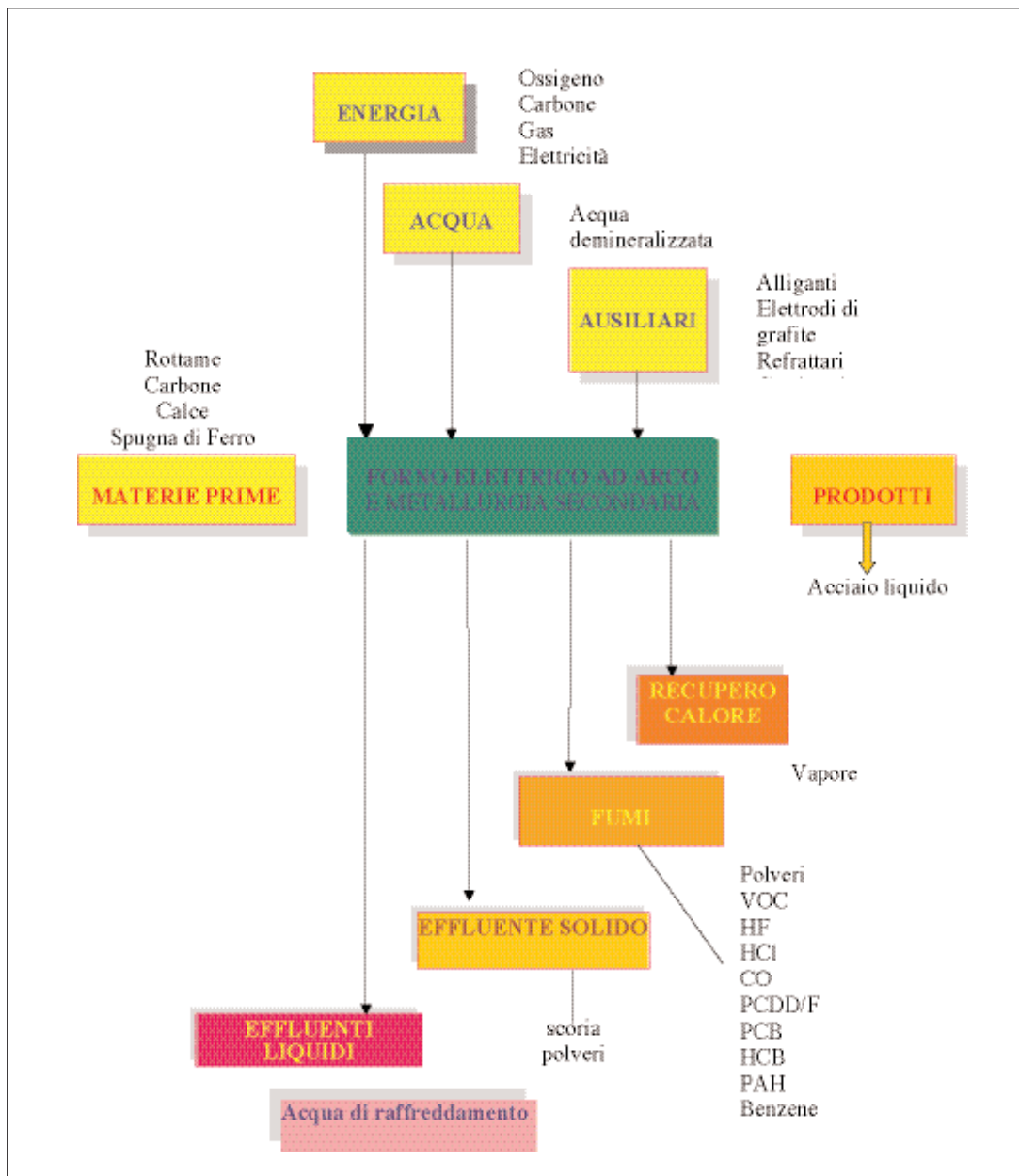


Fig. 3.7 - Schema delle principali correnti in una acciaieria elettrica

Tabella 3.4.1

Dati relativi a correnti Input/Output in acciaierie elettriche

INGRESSO			USCITA		
Materie Prime			Prodotti		
Rottami	Kg/t	1080-1130	Acciaio liquido	kg	1000
Calce	Kg/t	30-80	Emissioni		
Carbone	Kg/t	13-15	Polveri	g/t	1-780 ³
Elettrodi di grafite	Kg/t	1,5-4,5	Hg	mg/t	6-3350
Refrattari	Kg/t	1,9-25,1	Pb	mg/t	12-2700
Metallo liquido ⁸	Kg/t		Cr	mg/t	6-1900
DRI ⁹	Kg/t		Ni	mg/t	1-1100
Ghisa ²	Kg/t		Zn	mg/t	210-34000
			Cd	mg/t	< 1-54
			Cu	mg/t	< 1-342
Energia			HF	mg/t	230-2900
Energia totale	MJ/t	2300-2700	HCl	mg/t	600-7000
Elettricità	MJ/t	1250-1800	SO ₂	g/t	17-90
Ossigeno	m ³ /t	24-47	NO _x	g/t	85-170
			CO	g/t	530-2800
			TOC	gC/t	12-100
Acqua		Circuito di raffred. nto a ciclo chiuso	Benzene	mg/t	200-3150
			Clorobenzene	mg/t	3-37
			PAH	mg/t	2.6-53
			PCB	mg/t	1-920
			PCDD/F	mg l/t	0,07-11,5
			Rifiuti solidi		
			Scoria dal forno	kg/t	100-150
			Scoria dalla siviera	kg/t	10-30
			Polveri	kg/t	10-20
			Refrattari	kg/t	2-8
			Rumore	DB(A)	125-139

⁸ L'alimentazione costituita da acciaio liquido è utilizzata solo in casi particolari in quantità di circa 275 kg/t di acciaio liquido

⁹ DRI e ghisa sono utilizzati solo in casi particolari

³ Il valore medio e la deviazione standard per l'emissione di polveri primarie e secondarie di 38 impianti è 124±16 g/t di acciaio liquido

3.5 L'IMPATTO AMBIENTALE

Dal punto di vista dell'impatto ambientale, un'acciaiera elettrica si contraddistingue per il tipo di rifiuti che produce i quali possono essere raggruppati in tre grosse categorie:

- 1) Scorie;
- 2) Polveri;
- 3) Rumore.

3.5.1 Le polveri

Abbiamo visto, al paragrafo 2.4.1, quale sia la produzione di scorie in un'acciaiera elettrica, quale la loro classificazione secondo il D. Lgs. 22/97 e come vengono smaltite. Esse non sembrano costituire un problema, dal punto di vista ambientale. Diversamente vanno le cose quando si passa a considerare le polveri. Di queste abbiamo già detto al paragrafo 2.4.2 dal punto di vista delle quantità prodotte e degli elementi o composti di cui sono costituite. Ne parleremo, ora, dal punto di vista del loro impatto ambientale. Diciamo subito che sono le polveri il vero e, forse, unico problema delle acciaierie elettriche. Abbiamo detto che, in genere, si producono 10-20 kg di polveri per tonnellata di acciaio prodotto, il che farebbe stimare in circa 280.000 t/anno la loro produzione. In queste polveri c'è di tutto, spesso in quantitativi eccezionali, come per il ferro, lo zinco, il piombo, il nichel, il cromo etc. Un ulteriore problema, attinente alla pericolosità delle polveri, deriva dall'oramai diffusamente accertata presenza nelle stesse di diossine/furani (v. § 3.5.2). Il più volte citato studio dell'European IPPC Bureau fornisce come fattore di emissione l'intervallo 0,07-11,5 [mg l - TEQ/t], tale stima deriva da misure effettuate in 8 impianti svedesi, 4 tedeschi ed 1 danese. La situazione confusa, delineata in precedenza, potrebbe essere resa più complessa dalla lettura del D.M. 12/6/2002, n. 161, relativo all'individuazione dei rifiuti pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ove al punto 1.1 Rifiuti costituiti da ossidi di metalli non ferrosi [Zn (100503) "polveri da gas effluenti da camino"(100505) "rifiuti solidi derivanti dal trattamento fumi, Pb (100404) "polveri da gas di combustione" (100405) "altre polveri e particolato" (100406) "rifiuti solidi prodotti dal trattamento fumi" ...], si indica esplicitamente la provenienza da "impianti di abbattimento fumi di fonderia dei cubilotti" e si prescrive il recupero di Zn, ecc. mediante cicli termici, idro-metallurgici ed elettrochimici previo eventuale lavaggio chimico fisico. Il D.M. 161/2002 cataloga in maniera puntuale le polveri. Ovviamente non si intende qui entrare nel merito, né del resto lo si potrebbe, di una questione giuridica estremamente complessa sulla quale si stanno esercitando autorevoli commentatori, ma sicuramente si possono richiamare una serie di evidenze che consentano una presa d'atto della realtà oggettiva che si sta esaminando. Si intende, a tal fine, portare il problema della "pericolosità" fuori dall'ambito giuridico per ricondurlo a quello medico-sanita-

rio (più specificatamente quello della Medicina del Lavoro), sicuramente egualmente pertinente e, probabilmente, in grado di fornire una guida più certa nella lettura ed interpretazione della normativa italiana ed europea. Un possibile punto di partenza, per tale tentativo, ci può essere fornito da una lettura attenta della sentenza della Corte di Appello Torino (Sez. IV, 11 Marzo 1997) [citata G. Amendola in "La nozione di rifiuto pericoloso dopo le modifiche del D.Lgs. 389/97" in Ambiente e Sicurezza sul Lavoro n.1 Gennaio 1998] là dove si evidenzia:

"Sotto un profilo medico-igienico le modifiche delle formule normative non possono mutare la realtà delle acquisizioni scientifiche: ciò che era stato riconosciuto non tollerabile, a tutela della salute, una volta superata una certa soglia di concentrazioni, non può certamente dirsi oggi irrilevante per l'ambiente solo perché sono mutati alcuni concetti giuridici nel diritto positivo. Ritiene, dunque, la Corte che la valutazione di non accettabilità certificata dai risultati delle analisi effettuate secondo i parametri validi sotto il regime normativo oggi abrogato valgano tuttora a dimostrare la sostanziale pericolosità dei rifiuti analizzati in conseguenza della presenza, in essi, di caratteristiche che l'allegato III alla direttiva CEE citata prende in considerazione sotto i profili della tossicità e della nocività. Del resto, a riprova della fondatezza di questa conclusione vale osservare che, più in generale le presenze di rame e piombo nei residui comportano la loro classificazione come "rifiuti pericolosi", ai sensi dell'allegato D, in tutti i casi in cui, notoriamente, la loro presenza percentuale è consistente e significativa....."

In accordo con tale impostazione, si possono qui richiamare i dati, già presentati nel capitolo 2, relativi alla composizione media delle polveri limitatamente a solo alcuni dei metalli presenti:

elemento	%
Pb	2 - 7
Zn	18 - 35
Cd	0,03 - 0,1
Cu	0,2 - 0,5

Per quanto riguarda specificamente la situazione italiana le concentrazioni medie dello Zn si situano nell'intervallo 20 - 30%, e quelle del Piombo nell'intervallo 5 - 7% . Studi recenti condotti dall'Azienda Sanitaria Locale di Brescia, sotto la direzione del Dott. Carasi, in collaborazione con il PMIP di Milano (Prof. Cavallaro), basati sui risultati di diverse campagne di monitoraggio e campionamento indicano chiaramente la presenza di diossine in concentrazioni dell'ordine di micro grammi/ . Dunque, l'ulteriore presenza di concentrazioni non insignificanti di diossine dovrebbe far ritenere lecita la definizione delle polveri in oggetto come "Tossiche" e "Nocive" nel senso che queste definizioni hanno nella Dir. 91/689/CEE, ossia:

“Tossico”: sostanze e preparati che per inalazione , ingestione o penetrazione cutanea, possono comportare rischi per la salute gravi, acuti o cronici e anche mortali:

“Nocivo”: sostanze e preparati che per inalazione, ingestione o penetrazione cutanea possono comportare rischi per la salute di gravità limitata.

Come già visto, all’inizio del paragrafo, la precedente legislazione portava a definire le polveri come “T&N” in conseguenza dell’applicazione del criterio analitico, sulla base della sola presenza dei metalli pesanti quali Cd, Pb e Cu. Si può ora tornare alla normativa vigente per verificare la possibilità di applicare alle polveri quanto previsto dalla normativa nazionale e comunitaria. La definizione di rifiuto pericoloso è quella fornita dall’art. 7, ultimo comma, del D.Lgs. 22/97 e successive modificazioni: “sono pericolosi i rifiuti non domestici precisati nell’allegato D”; in relazione a ciò, con il D.Lgs. 389/97 sono state inserite di seguito, nel art. citato, le parole “sulla base degli allegati G, H e I, in attribuzione a quanto disposto dall’art. 1 paragrafo 4 della direttiva 91/689/CEE che definisce come “pericolosi” i rifiuti precisati in un elenco.....basato sugli allegati I e II della presente direttivaTali rifiuti devono possedere almeno una delle caratteristiche elencate nell’allegato III.” L’Allegato I si suddivide in due liste, A e B, nella seconda delle quali si trovano diverse voci che potrebbero corrispondere alle polveri in oggetto:

22. Scorie e/o ceneri

25. Polveri metalliche

27. Liquidi o fanghi contenenti metalli o composti metallici

28. Rifiuti provenienti dal lavaggio di gas (ad esempio polveri di filtri dell’aria, ecc.) salvo quelli previsti ai punti 29, 30, e 31

29. Fanghi provenienti dal lavaggio di gas.

Tali rifiuti potrebbero rientrare tra quelli pericolosi qualora contengano uno qualunque dei costituenti elencati nell’Allegato II, avente, a sua volta, una delle caratteristiche elencate nell’Allegato III. Nell’Allegato II sono enumerati:

C₆ composti del Cu

C₇ composti dello Zn

C₁₁ composti del Cd

C₁₈ composti del Pb

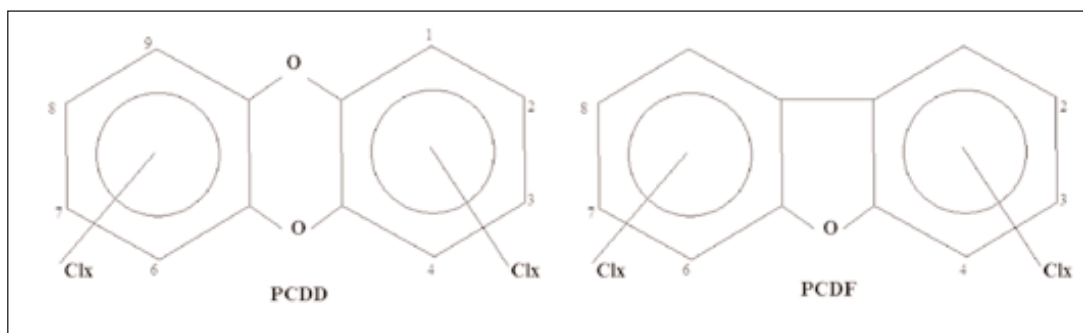
L’Allegato III individua le caratteristiche di pericolo per i rifiuti che, nel caso in esame, sono sicuramente quelle:

H5 “Nocivo”: sostanze e preparati che per inalazione, ingestione o penetrazione cutanea possono comportare rischi per la salute di gravità limitata;

H6 "Tossico": sostanze e preparati che per inalazione , ingestione o penetrazione cutanea, possono comportare rischi per la salute gravi, acuti o cronici e anche mortali.

3.5.2 Diossine e furani

Il termine "diossina" è spesso usato per indicare una famiglia di composti caratterizzati da due anelli aromatici interconnessi da atomi di ossigeno. Nel caso dei PCDDs gli anelli sono uniti da due atomi di ossigeno, mentre nei PCDD/F manca uno degli atomi di ossigeno. I PCDD/F si formano come sottoprodotti in numerosi processi chimici, nonché in quasi tutti i processi di combustione in presenza di (composti) precursori contenenti carbonio, ossigeno, idrogeno ed alogeni.



In figura è riportata la formula di struttura base di PCDD e PCDF insieme con i numeri che indicano le possibili posizioni sull'anello benzenico di cloro e altri alogeni.

Tabella 3.5.1

Fattori di tossicità equivalente in diversi sistemi

MODELLO	Eadon USA	Northern System	NATO/CCMS
	Eadon-TEQ	N-TEQ	I-TEQ
2,3,7,8-Cl ₄ DD	1	1	1
1,2,3,7,8-Cl ₅ DD	1	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DD	0,033	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DD	0,033	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DD	0,033	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DD	0	0,01	0,01
OCDD/Cl ₈ DD			0,001
2,3,7,8-Cl ₄ DF	0,33	0,1	0,1
1,2,3,7,8-Cl ₅ DF	0,33	0,01	0,05
2,3,4,7,8-Cl ₅ DF	0,33	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	0,011	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DF	0,011	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DF	0,011	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-Cl ₆ DF	0,011	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	0	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇ DF	0	0,001	0,001
OCDF/Cl ₈ DF	0	0,001	0,001

Poiché l'uomo è in genere esposto a miscele di vari PCDD e PCDF, per stabilire l'effetto tossico di tali composti sono stati definiti dei "fattori di tossicità equivalente". Quindi la tossicità di una miscela di PCDD e PCDF, relativa al composto più tossico (2,3,7,8-TCDD), può essere espressa moltiplicando le concentrazioni di ciascun composto per il suo corrispondente fattore di tossicità equivalente. In tabella 3.5.1 sono riportati i fattori di tossicità equivalente adottati in vari sistemi: di questi lo schema NATO/CCMS è quello adottato internazionalmente. Anche la Dir. 94/67/CE del 16 dicembre 1994, che stabilisce come limite di emissione di diossine e furani il valore di 0.1 mg/m³, adotta tali valori.

Aspetti tossicologici di PCDD/F

Pochi composti tra le 75 diossine e i 135 furani sono stati studiati in grande dettaglio. Studi approfonditi sono in particolare stati condotti sul composto più tossico cioè sul 2,3,7,8-TCDD [14]. Le osservazioni condotte dopo vari incidenti non hanno consentito di stabilire valori di soglia in quanto è difficile a posteriori ricostruire l'esposizione individuale a diossine e furani e in quanto nella gran parte dei casi erano coinvolte miscele di sostanze. Studi epidemiologici a lungo termine puntano a stabilire l'effetto

dei PCDD/F nel promuovere l'insorgere di tumori: ciò dipende dalla durata dell'esposizione, dalla dose e dall'isomero in oggetto. Studi epidemiologici condotti a Seveso ed in Vietnam non hanno chiaramente evidenziato un effetto teratogeno sugli uomini. Studi su gruppi esposti a miscele contenenti TCDD hanno messo in evidenza un aumento nella velocità di crescita dei tumori così come l'incidenza di tumori polmonari e sarcomi. Poiché però non sono disponibili relazioni dose effetto nell'uomo, è necessario utilizzare dati derivanti da esperimenti su animali. In Germania è stata stabilita come assunzione ammissibile di diossine e furani un valore di 1-10 pg I-TEQ/kg di peso corporeo, mentre molti esperti sono concordi nel porre come limite 1 pg I-TEQ/kg di peso corporeo; negli USA in seguito ad una ricerca per la valutazione degli effetti cancerogeni dei PCDD/F ha stabilito come limite 0.01 pg I-TEQ/kg di peso corporeo.

Emissione di PCDD/F da parte di acciaierie elettriche

I fattori di emissione di diossine delle acciaierie elettriche europee sono state ottenute o mediante misure (Svizzera, Germania, Paesi Bassi e Svezia) o mediante adozione di dati di letteratura (Belgio, Regno Unito). I fattori di emissione per le acciaierie elettriche dipendono dalle condizioni operative: ad esempio effettuando il preriscaldamento della carica l'emissione di diossina risulta 5 volte maggiore (Tabella 3.5.2 – risultati tedeschi). Volendo valutare le emissioni di PCDD/F nei vari paesi europei, assumendo come fattore di emissione tipico 1 mg I-TEQ/t e come fattori minimo e massimo rispettivamente 0.2 e 5, si ottengono per i vari paesi i valori riportati in tabella 3.5.3. In Italia il problema delle emissioni di diossina da parte delle acciaierie elettriche non è ancora stato affrontato in modo approfondito. Soltanto nell'area di Brescia l'Azienda Sanitaria Locale ha monitorato le emissioni da alcune attività fusorie di rottami ferrosi. Tale monitoraggio è stato condotto non solo effettuando analisi su campioni presi all'interno degli stabilimenti, ma anche analizzando campioni di terreno prelevati sistematicamente in corrispondenza dei nodi di una griglia tracciata sull'area circostante. I risultati di tale ricerca hanno mostrato che:

- nelle aree esterne agli stabilimenti, controllati con un metodo di screening comprendente 72 punti di campionamento, non è stata rilevata la presenza di PCDD, PCDF e PCB,
- negli effluenti gassosi depurati provenienti dai sistemi di abbattimento si è visto che non sono presenti PCDD, PCDF e PCB in concentrazioni significative,
- nelle polveri captate dai sistemi di abbattimento è stata evidenziata la presenza di PCDD, PCDF e PCB in quantità di qualche microgrammo per chilo (Tabella 3.5.4),

Tabella 3.5.2

Fattori di emissione di PCDD/F in acciaierie elettriche europee

	Concentrazione negli effluenti gassosi ($\mu\text{g I-TEQ}/\text{m}^3$)			Fattori di emissione ($\mu\text{g}/\text{t}$)			Note
	tipico	minimo	massimo	tipico	minimo	massimo	
B				5	0	50	Fattori di emissione stimati da NL e S
CH				5,7			
D	0,046	0,01	0,26	0,3	0,1	1,8	Con preriscaldamento rottame fino a 9,2 ng I-TEQ/ m^3
NL				4,3			
S		0,1	1	1,31	0,2	8,6	
UK				2,65	0,7	10	Basati su dati di letteratura

Tabella 3.5.3

Paragone tra le emissioni stimate ($\text{g I-TEQ}/\text{a}$) di PCDD/F per acciaierie elettriche.

	Emissioni stimate				Valori combinati
	Tipico	Minimo	Massimo		
A		0,4	0,1	2,2	0,4
B	6,4	1,7	0,3	8,3	6,4
CH	8	0,8	0,2	4,0	8,0
D	2,4	8,9	1,8	44,5	2,4
DK		0,6	0,1	3,1	0,6
E	13,2	13,6	2,7	68,2	13,2
F		6,1	1,2	30,7	6,1
GR		0,9	0,2	4,5	0,9
I		26,1	5,2	130,6	26,1
IRL		0,3	0,1	1,3	0,3
L	2,4	0,4	0,1	2,2	2,4
N		0,5	0,1	2,3	0,5
NL	1,3	6,2	1,2	30,9	1,3
P		0,7	0,1	3,6	0,7
S	2,4	1,8	0,4	8,9	2,4
SF		0,7	0,1	3,5	0,7
UK	10,9	4,4	0,9	22,0	10,9
Totale	47,1	74,1	14,8	370,7	83,4

➤ nelle aree interne controllate è stata in alcuni casi riscontrata la presenza di dette sostanze chimiche in quantità relativamente contenute (Tabella 3.5.5) nelle polveri sedimentate, le quantità risultano però tali da comportare interventi di controllo al fine di prevenire rischi per la salute dei lavoratori esposti.

Tabella 3.5.4

Contenuto di PCDD, PCDF e PCB nelle polveri EAF

	PCDD + PCDF		PCB
	(mg/kg)	C_e/C_l	(mg/kg)
Polveri EAF	1,63 E+01	$2,93 \cdot 10^{-1}$	0,01

Tabella 3.5.5

Misure di PCDD/F in acciaieria elettrica

	PCDD+PCDF (TEQ) ngE/m ²	Valori limite ngE/m ²
Zona platea forno fusore	2,78	75 pareti esterne 25 pareti interne
Zona rifacimento paniere	1,50	75 pareti esterne 25 pareti interne
Zona rifacimento lingottiere	3,67	75 pareti esterne 25 pareti interne
Esterno capannone	0,79	75 pareti esterne 25 pareti interne
Zona deposito rottami e carri	225,91	75 pareti esterne 25 pareti interne

3.5.3 Controllo delle emissioni di PCDD/F

Come per altri inquinanti la riduzione di immissione di PCDD/PCDF nell'ambiente è realizzata in due fasi. Un primo passo è quello di prevenire la formazione di tali inquinanti durante il processo di produzione; ciò può essere realizzato:

- Sostituendo sostanze o additivi
- Modificando operazioni condotte nell'impianto
- Modificando l'impianto.

Misure secondarie adottabili sono invece l'installazione di apparecchiature che in grado di separare gli inquinanti dai flussi in cui sono presenti. Generalmente per ridurre la concentrazione di PCDD/F al di sotto di 0.1 mg/l-TEQ/m³ è necessario adottare tanto le misure primaria che le secondarie.

Misure primarie

Le cause che determinano l'emissione di PCDD/PCDF sono l'introduzione di materie prime contenenti composti, quali sostanze clorurate, in grado di formare PCDD/PCDF che successivamente lasciano l'impianto come emissioni o la formazione da precursori quali clorobenzene o clorofenoli. Nel caso in cui non sia possibile sostituire le materie prime sarà necessario distruggere i PCDD/PCDF o i loro precursori. Per distruggere i PCDD/PCDF che entrano nella camera di combustione devono essere ottimizzati i parametri temperatura, tempo di permanenza, concentrazione dell'ossigeno e turbolenza. Prove condotte hanno mostrato che è possibile distruggere circa il 90% delle diossine a temperatura di 800°C e con un tempo di permanenza di 1.5 secondi. All'aumentare della temperatura il tempo di permanenza richiesto diminuisce; poiché però all'aumentare di T aumenta la viscosità cinematica e dunque diminuisce la turbolenza del gas è necessario determinare la temperatura ottimale per un dato tempo di permanenza. È importante inoltre evitare nell'impianto una nuova sintesi dei composti in oggetto: ciò è possibile raffreddando i gas il più rapidamente possibile da 500 a 200°C. La riduzione dei PCDD/PCDF può essere ottenuta riducendo quanto più possibile il carbonio: nei processi di combustione è dunque richiesta una bassa concentrazione di monossido di carbonio e un basso contenuto di particelle di carbonio.

Misure secondarie

È possibile rimuovere da una corrente PCDD/PCDF legati a particelle utilizzando collettori di polveri: a temperature inferiori a 200°C la loro raccolta prevale sulla sintesi di tali composti organici. Torri di assorbimento seguite da precipitatori elettrostatici o da filtri sono stati in uso per molti anni per ridurre, a valle degli inceneritori, l'emissione di PCDD/PCDF. In particolare è stato visto che l'utilizzo di filtri al posto di precipitatori elettrostatici accresce il tempo di permanenza del gas che deve attraversare lo strato di polveri formatosi sul tessuto del filtro portando il rendimento di raccolta dei PCDD/PCDF a circa il 97% I-TEQ. L'utilizzo di scrubber fornisce un basso rendimento di separazione di diossine e furani a causa della bassa solubilità di tali composti in soluzioni acquose: solo con l'aggiunta di coke attivato al fluido di lavaggio è possibile raggiungere rendimenti di separazione dell'ordine del 50%. Assorbenti contenenti carbonio, quali coke attivato, possono essere utilizzati per la separazione di PCDD/PCDF anche a temperature di circa 120°C a causa della bassa pressione di vapore di diossine e furani che consente l'assorbimento a tali temperature. Poiché l'uso di materiali assorbenti contenenti carbonio richiede misure di protezione particolari si possono utilizzare per l'assorbimento zeoliti sia naturali che artificiali. Le zeoliti, costituite da alluminosilicati i cui micropori sono adatti all'assorbimento di alcune molecole di gas, sono utilizzate in alcuni impianti di incenerimento e permettono di ottenere rendimenti nell'assorbimento di circa il 90%. In un gran numero di inceneritori europei tuttavia per il trattamento dei gas esausti si utilizza un processo basato sulla

iniezione di coke finemente granulato, mischiato con calce o materiale inerte allo scopo di smaltire il calore sviluppato dalle reazioni esotermiche di assorbimento: con tale processo il rendimento di separazione di PCDD/PCDF è di circa il 99% su una corrente che ne contiene mediamente 6 ng I-TEQ/m³. Il processo di assorbimento può anche essere realizzato in un reattore a letto fluidizzato: il gas passa in questo caso attraverso una griglia posta sul fondo del reattore e forma un letto fluidizzato di coke mischiato anche in questo caso con calce alla temperatura di 100-120°C circa. Il materiale assorbente è separato dalla corrente gassosa in un ciclone o in un filtro e quindi ricircolato nel reattore. L'assorbimento può anche essere realizzato in reattori a letto fisso o mobile in cui il letto di coke finemente granulato si muove lentamente dal fondo alla sommità del reattore mentre il gas fluisce in direzione ortogonale od opposta a quella in cui si muove il coke. In questo caso il rendimento di separazione dei PCDD/PCDF è superiore al 99.98% (Tabella 3.5.6).

Tabella 3.5.6

Rendimenti di separazione di PCDD/F (riferito a I-TEQ)

Processo di separazione	Materiale assorbente o adsorbente	Rendimento di separazione
Collettore polveri	Polveri raccolte in un filtro	70%
Scrubber	Coke da carbone bituminoso	50%
Torre di assorbimento più precipitatore elettrostatico	Calce	60%
Processo a letto fluidizzato	Calce più coke da carbone bituminoso in quantità di 500 mg/m ³	90%
Processo catalitico	NH ₃ o H ₂ O ₂	95-99%
Torre di assorbimento più filtro	Calce più coke da carbone bituminoso in quantità di 500 mg/m ³	98%
Assorbimento per iniezione più filtro	Coke da carbone bituminoso (200 mg/m ³)	99%
Processo a letto fluidizzato	Coke da carbone bituminoso (80 mg/m ³)	99.9%
Processo a letto fisso o mobile	Coke di antracite	99.99%
Processo a letto fluidizzato	Zeolite	95%

Un altro metodo per l'eliminazione delle diossine consiste nella decomposizione loro catalitica: essa ha il vantaggio di non creare problemi di smaltimento dei materiali derivanti dal processo. In tabella 3.5.7 sono riportate le caratteristiche e i rendimenti di separazione di PCDD/PCDF ottenibili con i metodi sopra descritti.

Studi condotti al fine di evitare o limitare le emissioni di diossine hanno mostrato che:

- elevate concentrazioni di carbinio e cloro favoriscono la formazione di diossina
- il vapor d'acqua inibisce la formazione di diossina,

-
- Cu, Fe, Zn, Mn e loro ossidi catalizzano la formazione di diossine,
 - iniezione di ammoniaca nella corrente gassosa inibisce la formazione di diossina,
 - carbone attivato può essere utilizzato per desorbire la diossina dalla corrente gassosa.

È stato inoltre trovato che il 20-30% delle diossine è legato alle particelle solide raccolte in corrispondenza dei filtri. Test condotti in acciaierie europee hanno mostrato che la formazione di diossina può essere controllata raffreddando rapidamente i gas nell'intervallo di temperatura in cui ha luogo la formazione di tali composti: raffreddando rapidamente i gas da 800 a 300°C le emissioni di diossina sono limitate a 0.1-0.2 ng/Nm³.

3.5.4 La radioattività

A partire dagli inizi degli anni '90 eventi di contaminazione radioattiva, legati direttamente al ciclo dei rottami, hanno cominciato a verificarsi con una certa frequenza e, comunque, tali da costituire un campanello d'allarme per le autorità competenti. La sequenza di eventi, iniziata nelle aree di Rovello Porro e del bresciano, è culminata, in tempi più recenti, con l'episodio di contaminazione dell'ALFA acciai (Brescia, 1997). Attualmente la casistica relativa al riciclo di rottami, nazionale ed internazionale, consente una più precisa comprensione dell'estensione del fenomeno e delle possibili conseguenze sull'ambiente e sull'uomo. Dati recenti¹⁰, presentati alla Conferenza tenutasi a Brescia nel giugno 1998, segnalano un totale di 53 fusioni incidentali in un periodo di circa 16 anni, 30 delle quali avvenute negli USA e le altre 23 nel resto del mondo; risultano invece molto più numerosi¹¹ i casi di radiocontaminazione (circa 300 eventi nei soli USA) in cui non si è giunti alla fusione della sorgente individuata. I dati forniti da Yusko mostrano che gli isotopi radioattivi più frequentemente presenti sono rispettivamente:

Cesio 137 (pari a circa il 46% dei casi),
Cobalto 60 (30%),
Radio 226 (8%),
Torio (6%),
Americio 241 (5 %);
le industrie maggiormente coinvolte risultano essere quelle :

¹⁰ "Radioactivity in recycling: an international problem" J. G. Yusko Dep. of Environmental Protection, Pennsylvania - USA

¹¹ "Provvedimenti regionali in tema di prevenzione dei rischi di contaminazione dei rottami metallici destinati alla fusione" V. Carreri, A. Anversa della Direzione Generale Sanità della regione Lombardia (Brescia 1998)

dell'acciaio (38 casi, pari a circa il 72%),
dell'alluminio (7 casi, pari al 15%),
dell'oro - rame - piombo (2 eventi ognuna, pari al 4%).

L'attività misurata varia grandemente nei diversi casi passando dalle diverse centinaia di GBq (evento di Auburn Steel, USA) ai 0,074 GBq dell'evento di Austeel Le-mont, USA.

La Normativa¹²

Il campo di applicazione delle norme previste dal Decreto Legislativo del marzo 1995 n. 230 viene individuato, in conformità alle condizioni previste nell'allegato I (richiamato all'art. 1), da due distinte soglie:

la prima, relativa alla quantità totale di radioattività, viene fissata come uguale o superiore, rispettivamente a:

- a) $5 \cdot 10^3$ Bq per radionuclidi del Gruppo 1 di radiotossicità (comprendente, ad esempio, l'Americio 241, il Radio 226, il Torio 227 - 228 - 229 - 230, l'Uranio 233),
- b) $5 \cdot 10^4$ Bq per radionuclidi del Gruppo 2 di radiotossicità (comprendente, ad esempio, il Cobalto 60, lo Stronzio 90, il Cesio 134, il Torio 232 e naturale),
- c) $5 \cdot 10^5$ Bq per radionuclidi del Gruppo 3 di radiotossicità (comprendente, ad esempio, il Cesio 137),
- d) $5 \cdot 10^6$ Bq per radionuclidi del Gruppo 4 di radiotossicità (comprendente, ad esempio, l'Uranio naturale e 235);

mentre la seconda, relativa alla concentrazione di sostanze radioattive, viene fissata come uguale o superiore a 1 Bq/g. Non si rientra nel campo di applicazione della normativa, con i relativi obblighi, se non si verificano contemporaneamente ambedue i limiti sopra indicati. Sempre nell'allegato I, al punto 4 (Particolari attività), si chiarisce che le disposizioni del decreto si applicano, indipendentemente dalle soglie fissate, anche alle attività comportanti il riciclo¹³ di materiali contenenti sostanze radioattive delle installazioni di cui ai Capi VI (Regime autorizzativo per le installazioni e particolari disposizioni per i rifiuti radioattivi) e VII (Impianti). All'art. 157 (Sorveglianza radiometrica su materiali) si indica chiaramente che:

¹² Per la presentazione del quadro normativo si farà essenzialmente riferimento a due interventi tenuti, in occasione del Convegno organizzato a Brescia nel 1995 relativo a "Problemi di radioprotezione connessi con l'importazione di rottami metallici", dal Dott. F. Dobici e dall'Ing. R. Mezzanotte dell'ANPA. Tale quadro, in conseguenza della promulgazione della Direttiva 96/29/Euratom del Consiglio, del 13 Maggio 1996 ed a valle del suo recepimento - non ancora avvenuto nel momento in cui si scrive - nel corpo legislativo italiano, potrà risultare almeno parzialmente modificato

¹³ Ove per riciclo si intende la cessione deliberata dei materiali a soggetti al di fuori dell'esercizio di attività di cui ai predetti Capi VI e VII, al fine del riutilizzo dei materiali stessi, anche attraverso lavorazioni.

1. I soggetti che, a scopo industriale o commerciale, compiono operazioni di fusione di rottami o di altri materiali metallici di risulta sono tenuti ad effettuare una sorveglianza radiometrica sui predetti materiali, al fine di rilevare la presenza in essi di eventuali sorgenti dismesse. Nel caso di ritrovamento si applica quanto disposto dall'art. 25, comma 3.

2. Agli obblighi di cui al comma 1 sono altresì tenuti i soggetti che esercitano attività, a scopo commerciale, comportanti la raccolta ed il deposito dei predetti materiali e rottami. Sono escluse le attività che comportano esclusivamente il trasporto.

Il successivo comma 3 rinvia ad un Decreto applicativo (in corso di elaborazione) in cui saranno stabilite le condizioni di applicabilità dell'art. 157 in maniera indipendente dal verificarsi delle condizioni fissate ai sensi dell'art. 1 e sopra riportate. All'art. 25 (Smarrimento, perdita, ritrovamento di materie radioattive) si specifica:

1. Il detentore, nell'ipotesi di smarrimento o di perdita, per qualsiasi causa, di materie radioattive, comunque confezionate, e di apparecchi contenenti dette materie, deve darne immediatamente comunicazione agli organi del Servizio sanitario nazionale e al Comando provinciale dei vigili del fuoco competenti per territorio, alla più vicina autorità di pubblica sicurezza, al Comando di porto e all'ufficio di sanità marittima, ove di loro competenza, e all'ANPA.

2. Il ritrovamento delle materie e degli apparecchi di cui al comma 1 da parte di chi ha effettuato la comunicazione deve essere immediatamente comunicato alla più vicina autorità di pubblica sicurezza.

3. Il ritrovamento di materie o di apparecchi recanti indicazioni o contrassegni che rendono chiaramente desumibile la presenza di radioattività deve essere comunicato alla più vicina autorità di pubblica sicurezza.

Tuttavia, si deve tenere presente l'obiettivo difficoltà dei controlli legati alla dimensione del problema. L'Italia, com'è stato già detto, ricicla oltre 16 milioni di tonnellate di rottame d'acciaio di cui ben oltre 4 sono importate. Da un punto di vista pratico, ciò vuol dire qualcosa come almeno 150.000 vagoni ferroviari all'anno, od equivalente, di cui almeno 40.000 alle frontiere. Il loro controllo non si presenta agevole, come dimostrano i casi avvenuti in Italia e trattati al successivo § 3.6, anche perché deve essere fatto in continua e senza interruzione del flusso. L'esperienza americana insegna che se si fissa, per il controllo, un livello di soglia leggermente superiore al fondo naturale, c'è il rischio di un allarme spurio continuo che può, infine, portare all'abbandono del controllo stesso, o meglio del suo eventuale approfondimento, lasciando passare tutto in quanto, interrompendo continuamente la catena produttiva per effettuare controlli più specifici ed accurati che rivelano poi l'inconsistenza dell'allarme stesso, si pregiudica la redditività dell'impianto. È accaduto così che si introducesse, alla fine, proprio quella sorgente radioattiva dalla quale ci si voleva proteggere. D'altra parte, una

soglia di controllo troppo elevata può lasciar sfuggire tutti quei casi in cui, come si è detto, la sorgente è adeguatamente schermata. Un suggerimento pratico, anche se può evidentemente coprire il tema solo superficialmente, è quello di mostrare in tutti i luoghi di controllo ed utilizzazione del rottame di ferro, chiare indicazioni di come può presentarsi la sorgente radioattiva in tutte le sue forme di contenimento, ricorrendo, cioè, al controllo visivo. Le figure presentate alla fine di questo paragrafo sono un esempio di alcuni dei contenitori di sorgenti radioattive più comuni e come essi dovrebbero sempre apparire nei luoghi di produzione, in particolare. Il quadro normativo viene poi completato dal comma 3 dell'art. 100 (Significativi incrementi di contaminazione dell'ambiente e di esposizione delle persone) ove si indica che:

Fermo restando quanto disposto dall'articolo 25, le disposizioni previste ai commi 1 e 2 si applicano anche alle installazioni ed alle operazioni di trasporto non soggette alle disposizioni del presente decreto, all'interno o nel corso delle quali l'esercente o il vettore venga a conoscenza di eventi accidentali che coinvolgano materie radioattive, e determinino le situazioni di cui agli stessi commi (riportati di seguito per completezza).

1. Qualora si verifichi, nelle aree all'interno del perimetro di una installazione o nel corso di un'operazione di trasporto, una contaminazione radioattiva non prevista o, comunque, un evento accidentale che comporti un significativo incremento del rischio di esposizione delle persone, l'esercente, ovvero il vettore, richiedendo ove necessario tramite il prefetto competente per territorio l'ausilio delle strutture di protezione civile, deve prendere le misure idonee ad evitare l'aggravamento del rischio.

3. Ove l'evento di cui al comma 1 comporti il rischio di diffusione della contaminazione o comunque di esposizione delle persone all'esterno del perimetro dell'installazione, l'esercente deve darne immediata comunicazione al prefetto e agli organi del servizio sanitario competenti per territorio che in relazione al livello di rischio ne danno comunicazione all'ANPA.

Nell'Allegato IV, del Decreto 230/95, sono riportati i limiti annuali di dose efficace; tali limiti, che rappresentano il risultato di una elaborazione pluridecennale da parte degli esperti della comunità scientifica internazionale, sono rivolti ad assicurare una protezione adeguata alle singole persone ed alla comunità nel suo insieme e sono fissati in:

- 1 mSv/a, per persone del pubblico;
- in 100 mSv in cinque anni consecutivi (ossia 20 mSv per anno), con la condizione che non venga superato il limite di 50 mSv in un anno, per i lavoratori esposti.

La legge prevede però, ai sensi dell'art. 96, comma 5, casi particolari di non applica-

bilità, che nello specifico riguardano:

- le esposizioni accidentali e di emergenza;
- le esposizioni a sorgenti naturali di radiazione.

Il primo caso risulta sufficientemente evidente nel caso di installazioni di tipo nucleare per le quali tali situazioni risultano sufficientemente definite, ma verosimilmente potrebbe non risultare di immediata applicazione nel caso del (ri)ciclo del rottame o, specificatamente, dei forni di fusione.

Il secondo può a sua volta dar luogo ad alcuni equivoci per la situazione in esame in quanto, come si vedrà più avanti, una parte non insignificante degli attuali ritrovamenti di materiali radiocontaminati riguarda proprio "sorgenti naturali". Al punto 2.1 (Definizione di materie radioattive naturali), dell'All. I si indica che:

- ai fini dell'applicazione del presente decreto sono considerate materie radioattive naturali l'Uranio naturale ed il Torio naturale, con i loro prodotti di decadimento.

Nei casi più usuali¹⁴ di contaminazione da "sorgenti naturali" si ritrovano, quasi esclusivamente, isotopi - non in equilibrio - quali il Radio 226 (della famiglia dell'Uranio) con concentrazioni fino 1000 Bq/g ed il Radio 228 (della famiglia del Torio) con concentrazioni molto più basse che, sulla base della definizione riportata, non rientrerebbero nel novero delle materie radioattive naturali. Tali radioisotopi infatti rientrano in quanto previsto dall'all. I (Modalità di applicazione specifiche) al punto 5.1 lettera c), e quindi anche per la loro gestione si rinvia ai decreti attuativi previsti dall'art. 1 punto 2 ma non ancora promulgati. In attesa di tali decreti, si ritiene che la presenza di sorgenti naturali comporti gli adempimenti di legge qualora ricorrano le condizioni di cui al punto 3.2 dell'all I: ossia quando la presenza di sostanze radioattive sia superiore all'1 per cento in peso di Uranio e/o Torio. Un ulteriore aspetto della problematica in oggetto è la definizione dei parametri radiometrici per i quali possa essere consentita l'importazione di rottami metallici con un basso livello di radiocontaminazione. Per tali situazioni risulta accettata, in ambito europeo, la distinzione tra:

- livelli di rilascio incondizionato (Clearance)
- livelli di esenzione.

I primi riguardano materiali con livelli di radioattività sufficientemente bassi da consentire l'uscita dal sistema regolatorio (a cui in precedenza risultavano sottoposti), mentre i secondi sono i valori di sorgenti esentate dall'obbligo di notifica o di autoriz-

¹⁴ L'esempio si riferisce all'industria petrolifera e risulta improprio per le altre attività estrattive

zazione. Sulla base di tale distinzione, ai materiali prodotti nello smantellamento di un impianto (originariamente di tipo nucleare) si applicano i livelli di rilascio incondizionato, mentre all'importazione di rottami metallici (che presumibilmente non provengono da impianti nucleari) si applicano i livelli di esenzione. E' importante evidenziare che i diversi livelli (esenzione, rilascio incondizionato) sono sostanzialmente dei limiti derivati da criteri primari di dose, formalmente fissati come indicato in precedenza in ambito internazionale dall'Agenzia Internazionale per l'Energia Atomica, AIEA. L'Agenzia giunge a ritenere che una dose annuale di alcune decine di mSv possa essere considerata trascurabile, inoltre tenendo conto che l'esposizione può derivare da pratiche differenti la AIEA suggerisce¹⁵, per ogni pratica esente, una dose individuale dell'ordine di 10 mSv. I livelli di rilascio incondizionato (clearance) sono stati elaborati, da un gruppo di esperti nominati a livello comunitario, a fronte dell'ipotesi di riciclo dell'acciaio come rottame o al suo riutilizzo sotto forma di componenti. Il valore individuato (Raccomandazioni¹⁶ del 1998), per emettitori beta - gamma, è stato fissato in un unico valore pari a 1 Bq/g, ossia il livello di rilascio incondizionato dev'essere al massimo eguale, o minore del livello di esenzione. Un interessante esempio applicativo delle diverse prescrizioni ci viene fornito dalla delibera del Comitato di coordinamento per la Protezione dei Lavoratori e della Popolazione del Ministero della Sanità del 22/10/1990. Tale Comitato ha individuato per l'attività specifica, facendo riferimento agli episodi nell'area di Rovello Porro e Gerenzano, il valore limite di 1 kBq/kg (coincidente quindi con l'attuale limite previsto per la concentrazione), corrispondente, nel gruppo di riferimento costituito dai lavoratori delle fonderie, a dosi individuali inferiori a 10 mSv/a¹⁷; mantenendo il limite annuo di dose individuale per il pubblico pari al valore di 1 mSv. Fu inoltre stabilito che gli interventi di bonifica dovevano tendere a conseguire un equivalente di dose medio di riferimento pari a 0,1 mSv/a. Gli obiettivi individuati, nello specifico caso, potevano essere raggiunti, garantendo che la concentrazione superficiale di Cs - 137 fosse compresa nell'intervallo 10 - 100 kBq/m²; eventuali aree limitate, in cui si fosse riscontrato un superamento del limite operativo fissato (100 kBq/m²) dovevano essere assoggettate a vincoli di impiego e di controllo radioprotezionistico. Per quanto attiene invece all'importazione di rottami, già nel 1993 il Ministero della Sanità, con la circolare¹⁸ n. 30 del 29 luglio 1993, istituiva i controlli radiometrici alle frontiere interessate da trasporti di rottami metallici di origine extracomunitaria, stabilendo che i carichi che presentavano un inten-

¹⁵ "Principles for the exemption of radiation sources and practices from regulatory control" IAEA Safety Series No. 89.

¹⁶ Radiation protection 89 - Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations - 1998 Directorate General Environment, Nuclear safety and civil protection

¹⁷ Per il caso specifico, tenendo conto che i materiali erano destinati alla produzione di cemento, il Comitato fissò che la percentuale di materiali contaminati non dovesse superare il 1,5% in peso e che l'attività specifica del Cs - 137 non dovesse essere superiore a 10 kBq/Kg.

¹⁸ "Direttiva sul controllo della radioattività di rottami metallici, ai sensi del DPR 185/64, Capo IX"

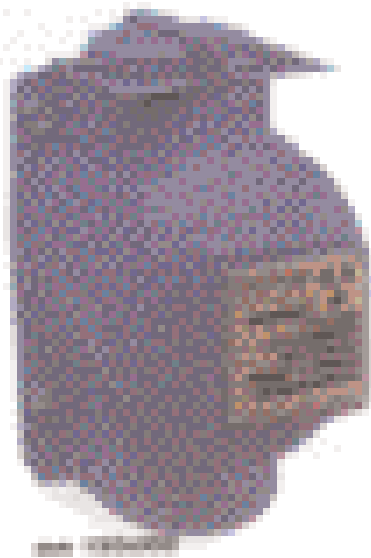
sità di esposizione superiore alla fluttuazione media del fondo naturale venissero respinti. Nella circolare si ribadiva inoltre che un risultato negativo del controllo frontaliere non esimeva l'utente dalle responsabilità del controllo aziendale da effettuarsi secondo le disposizioni emanate dalle Regioni interessate¹⁹. Più recentemente, con la Circolare 13/D del gennaio 1996 del Ministero delle Finanze si stabilisce che:

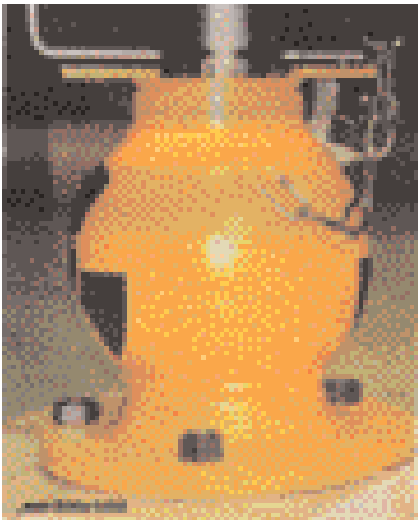
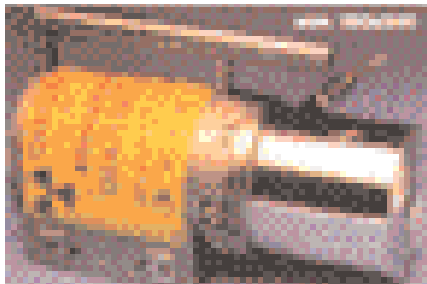
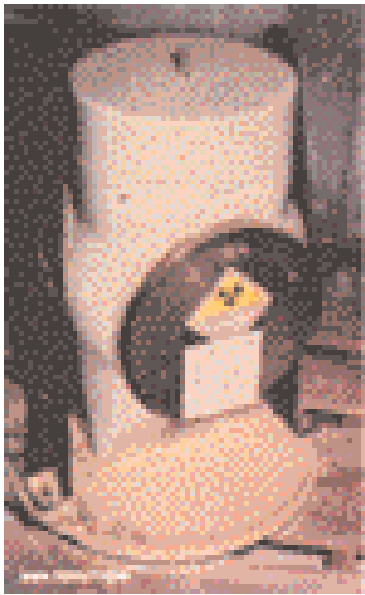
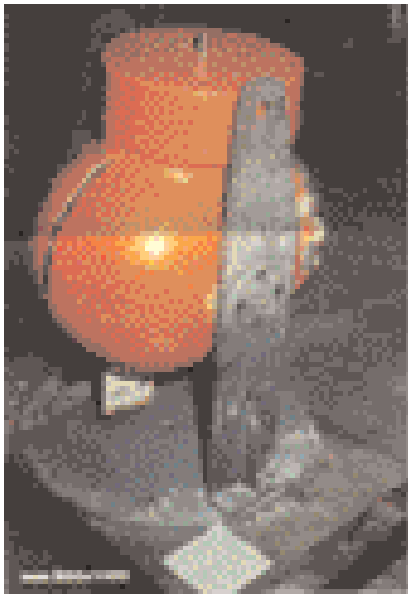
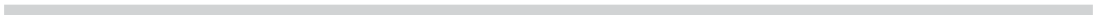
- l'esecuzione dei rilievi radiometrici non può più considerarsi compito della pubblica Amministrazione²⁰,
- i materiali importati devono essere accompagnati da una documentazione attestante l'avvenuta sorveglianza,
- la documentazione deve essere rilasciata da un ente pubblico o vistata dalle autorità competenti,
- il destinatario ha comunque il compito di garantire che siano rispettate tutte le prescrizioni di legge in tema di radioprotezione.

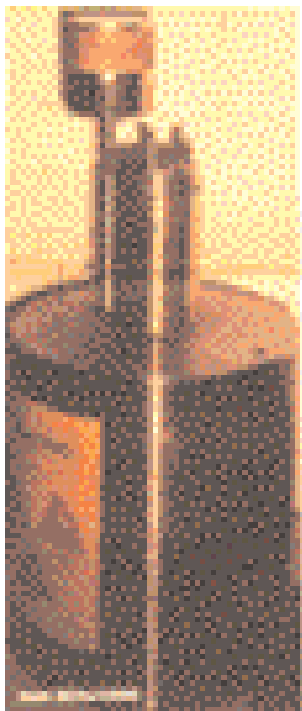
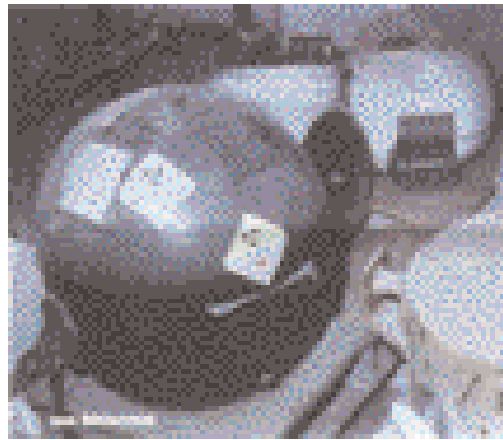


¹⁹ Successivamente, in data 2 maggio 1994, con la Circolare n. 10 il Ministero della Sanità invitava le Amministrazioni interessate ad attenersi a quanto espresso dal Consiglio superiore di Sanità a seguito dell'esame della problematica concernente il controllo radiometrico sui rottami importati.

²⁰ Si ritiene che il punto in oggetto sia incoerente, ad esempio, con quanto si sta facendo nel dotare di portali tutti i valichi di frontiera affidandoli alla gestione dei VV.FF, che sicuramente rientrano nell'ambito della Pubblica Amministrazione







3.6 EVENTI DI CONTAMINAZIONE RADIOATTIVA IN ITALIA

3.6.1 Il caso di Brescia

Prima di trattare l'evento accaduto a Brescia alla ALFA Acciai, è bene premettere che per quanto attiene alla documentazione di riferimento, si farà costantemente riferimento agli interventi presentati al convegno bresciano dalla ASL di Brescia (D.ssa Gallini, Dott. Carasi et alia), dalla Alfa Acciai oltre a quello di sintesi del Dott. Carre-ri e D.ssa Anversa già citato in precedenza. Si ritiene inoltre opportuno iniziare la descrizione dell'evento presentando le considerazioni e conclusioni del documento preparato dall'ASL di Brescia, in quanto consentono di evidenziare, in maniera estremamente chiara, le principali problematiche connesse agli esiti dell'evento in esame:

- le sorgenti - di Cobalto 60 e Cesio 137 - all'origine dell'incidente sono potute giungere nello stabilimento nonostante i controlli preventivi attualmente previsti;
- la rilevazione della radiocontaminazione, e quindi dell'accadimento dell'incidente, è avvenuta presso l'impianto di Pontenossa (BG) che svolge il trattamento delle polveri e non nello stabilimento fusorio;
- la data dell'incidente è stata fissata, in via presuntiva, nel periodo che va dal 6 al 12 Maggio del 1997;
- la radiocontaminazione da parte del Cobalto 60 ha interessato i prodotti finiti, mentre quella del Cesio 137 ha riguardato le polveri filtrate dall'impianto di trattamento degli effluenti gassosi;
- l'incidente ha interessato solo uno dei due forni di cui è dotata l'azienda;
- gli accertamenti condotti sull'ambiente circostante lo stabilimento hanno dimostrato che non vi è stata diffusione dei radionuclidi, per cui il corretto funzionamento del sistema off-gas è stato sufficiente ad impedire un rilascio incontrollato oltre i confini dello stabilimento;
- le analisi ambientali condotte in precedenza dalla ASL (in relazione all'installazione in zona di un termocombustore di rifiuti) hanno consentito un raffronto significativo con i dati postincidentali;
- i risultati dei controlli [WBC ed analisi delle urine (spettrometria gamma e spettrometria ad assorbimento atomico)] a cui sono stati sottoposti i lavoratori dello stabilimento, e di altre ditte connesse, hanno consentito di escludere qualsiasi forma di ingestione o inalazione di radionuclidi;
- le polveri contaminate con il Cesio 137 sono state sigillate in bidoni da 6 mc, i quali a loro volta sono stati confinati in contenitori in cemento. Tali contenitori saranno conservati, insieme ai prodotti finiti (barre) contaminati con il Cobalto, in un capannone da edificarsi all'interno dello stabilimento;
- nell'intera Provincia di Brescia esistono numerose altre situazioni similari con stoccaggi

-
- provvisori, di materiali radiocontaminati, interni ad aziende;
- è prevedibile, tenuto conto della mole delle importazioni di rottame, ed indipendentemente da eventuali inasprimenti dei controlli, che i ritrovamenti di sorgenti o l'accadimento di episodi incidentali continuino nel futuro.

L'ALFA Acciai fu informata, il 13 Maggio del 1997, dalla Ditta Pontenossa (forno Waelz, v. Cap. 5.1) che le polveri, da loro ricevute per il trattamento di recupero dello zinco, presentavano una contaminazione radioattiva. A seguito della scoperta l'azienda provvide a fermare il forno interessato dalla contaminazione e tutta la linea produttiva ad esso collegata, ad allontanare le maestranze e a dare comunicazione, dell'avvenuto, alla ASL 18 di Brescia. La Regione Lombardia, avuta notizia dell'incidente, decise di far gestire l'emergenza da un gruppo operativo comprendente personale qualificato: della Regione stessa, della ASL di Brescia e delle U.O. dei P.M.I.P. di Brescia, Bergamo e Milano oltreché dell'Università di Brescia. I successivi controlli consentirono di individuare la presenza di Cesio 137 nelle polveri, e quella di Cobalto 60 nei semilavorati e nei prodotti finiti. Da parte della ASL si procedette ad informare i potenziali vettori dei prodotti, la ASL di Bergamo (Pontenossa) e quella ove vengono smaltite le scorie dell'impianto. Fu constatato inoltre che il materiale non aveva potuto lasciare l'area dell'impianto, mentre quello proveniente dalle due colate successive era già partito per altra destinazione. Questa quota di materiale fu individuata e recuperata definitivamente entro il 20 maggio. La ASL si adoperò inoltre a fornire periodicamente un'adeguata informazione sull'evento, e sulle possibili conseguenze, al personale dell'azienda ed al pubblico. L'azienda, per parte sua, affidò alla NUCLECO l'incarico di valutare i livelli di contaminazione di tutto l'impianto al fine di poter poi pianificare l'intervento di decontaminazione. L'esito delle misure effettuate, separatamente, dai tecnici della NUCLECO e della ASL confermò livelli significativi di contaminazione nelle polveri e nei prodotti finiti, mentre non furono riscontrati livelli di contaminazione apprezzabile in aria o sulle superfici esterne dei componenti dell'impianto. Questa prima fase dell'attività, comprendente il controllo sistematico di tutto l'impianto ed i controlli sanitari sul personale coinvolto, nonché la stesura del piano di risanamento, richiese un totale di 18 giorni. Ottenuta l'autorizzazione alla bonifica, il 3 giugno iniziarono le operazioni che si protrassero fino al 1 luglio con l'impegno di personale qualificato sia da parte della NUCLECO che dall'ALFA acciai oltre quello della USL, responsabile della sorveglianza. Il giorno 9 Luglio fu effettuato il sopralluogo del personale della USL che constatò l'avvenuta bonifica di gran parte della linea interessata, rilevando però che alcune sezioni presentavano ancora tracce di contaminazione da Cesio. Per ovviare a tale stato di cose, la ASL decise di considerare come parte integrante della bonifica la successiva fase di riavvio dello forno (da effettuarsi in condizioni di sorveglianza). Per poter procedere al riavvio dell'impianto, l'azienda dovette quindi presentare al nullaosta della USL: la mappatura radiologica dell'impianto, la procedura di tutte le fasi di riaccensione dell'impianto, le procedure

per la salvaguardia dei lavoratori, la stima delle dosi assorbite dal personale impegnato nella bonifica, l'impegno per il controllo sistematico delle linee di emissione e dei silos di stoccaggio delle polveri. La durata dell'intero evento è stata di 65 giorni, con perdite di produzione pari a circa 40 miliardi e spese di bonifica per circa altri 10 miliardi; lo spegnimento del forno ha richiesto inoltre il ricorso alla cassa integrazione per circa 200 addetti. Venendo ora all'aspetto di maggior interesse per il presente lavoro, ossia alle verifiche della potenziale contaminazione esterna, la ASL effettuò:

- una serie di misure preliminari nelle immediate adiacenze dell'impianto;
- una campagna di prelievi di matrici ambientali costituite da: terreno, polveri sedimentate sul manto stradale, vegetali, limo di caditoie stradali e fossati.

Queste misure furono successivamente integrate con:

- prelievi effettuati in quattro punti di un quadrilatero ideale (di un chilometro di lato) avente per centro lo stabilimento, per i quali si disponevano di dati storici in conseguenza di una precedente campagna di campionamenti;
- prelievi sui terreni localizzati a Nord-Ovest dell'azienda, individuati sulla base di un modello matematico per la ricaduta di inquinanti e dei dati di meteorologia locale forniti dall'Aeronautica Militare.

L'indagine ambientale condotta si basava inoltre su:

- un'analisi del funzionamento dell'impianto di aspirazione dei fumi, che dimostrò il funzionamento costante dell'impianto per tutto il periodo di interesse (6 - 12 maggio);
- una verifica dell'efficacia del filtro a maniche adibito al trattamento delle portate del forno in esame, da cui risultò che il sistema di filtraggio era di recentissima costruzione, in stato di funzionamento ottimale, e in grado di ottenere un concentrazione di polveri nell'effluente gassoso pari a 1,5 mg/mc per portate dell'ordine di 850.000 mc/h.

L'evento di Brescia ha evidenziato a sufficienza la limitata efficacia dei controlli attualmente effettuati alle frontiere, secondo quanto già evidenziato al § 3.5.2; i dati disponibili da più fonti [2,3,4] confermano che in genere con tali controlli si rileva la presenza di radioattività, al di sopra del fondo naturale, nell'1% dei carichi controllati. Tali risultati non paiono attribuibili tanto a limiti della strumentazione (in genere: sonde Geiger, scintillatori plastici e/o ioduro di sodio) o delle metodiche impiegate, quanto piuttosto all'obiettivo difficoltà nell'individuare dall'esterno sorgenti schermate sia dal carico che da eventuali contenitori. E' da presumere che nel breve periodo tale situazione registrerà un notevole miglioramento in quanto, in applicazione dell'art. 4 della legge 8 ottobre 1997 n. 344, che stanziava i fondi per l'acquisizione ed installazione di sistemi di rivelazione a portale da dedicare specificamente alla rivelazione della radioattività dei metalli ai valichi di frontiera, il Ministero dell'Industria ha già

bandito, ed è in fase di aggiudicazione, la gara di appalto per i sistemi di rivelazione da collocare sui trenta valichi di frontiera attualmente operativi. Si deve però evidenziare che i miglioramenti ottenibili, nella individuazione di sorgenti, perfezionando il sistema di controlli alle frontiere e mettendo in opera i sistemi di rivelazione a portale all'ingresso dei diversi opifici attivi nel riciclo dei rottami, non saranno comunque tali da scongiurare l'incidente peggiore ipotizzabile ossia l'entrata nel forno fusorio di una sorgente di elevatissima attività (dell'ordine delle decine di TBq) qualora questa risultasse schermata da un adeguato contenitore di trasporto. A tal proposito si riportano alcuni periodi, del tutto condivisibili, del documento [5] presentato dalla NUCLECO al congresso bresciano: "Comunque si tenga presente che è impensabile poter "vedere" o "sentire" tutte le sorgenti con portali o con detector in quanto tali strumenti seppur indispensabili ed efficaci, non possono rilevare sorgenti alfa o beta (che del resto rimarrebbero ignote anche dopo l'eventuale fusione, a meno di controlli specifici e mirati), né possono "vedere" o "sentire" sorgenti gamma anche molto attive che siano comunque sufficientemente schermate nel loro contenitore di trasporto e magari sotto un metro di rottami ferrosi, a meno di faticose, lunghe e quindi costose operazioni di cernita all'ingresso.

Il significato di quanto sopra e il suggerimento che ne risulta evidente è che la qualità e la quantità dei controlli in tal senso deve essere soprattutto spostata a monte dell'acciaieria, presso i centri di raccolta e deposito dei rottami". Un ulteriore aspetto legato alla tematica in esame è dato dalla radiocontaminazione dei prodotti finiti. Il caso della ALFA Acciai ben evidenzia che il Cobalto 60²¹ a differenza del Cesio 137, si ritrova nelle billette di acciaio. A fronte del rapido diffondersi degli episodi di radiocontaminazione ed essendo, ad esempio, il Cobalto 60 tra gli isotopi che più frequentemente si ritrovano in tali eventi, l'analisi a valle del processo fusorio, richiesta esclusivamente dall'ordinanza n. 57671 della Regione Lombardia, o in ogni caso l'analisi sul prodotto finito prima dell'uscita del prodotto dallo stabilimento, risulta essere un'esigenza oramai inderogabile per garantire la tutela e salvaguardia della popolazione. Esaminando ora i dati disponibili relativi ai ritrovamenti, pare importante citare i risultati conseguiti in alcuni dei diversi ambiti territoriali in cui sono effettuati.

3.6.2 Dogana di Chiasso Brogeda

A tale controllo doganale [6] vengono esaminati carri ferroviari e camion che trasportano per lo più rottami originati nella Confederazione elvetica, costituiti da scarti di lavorazione, scarti di fusione e rottami vari. I carri ferroviari trasportano soprattutto rottami ferrosi (30%) e di alluminio (53%) [molto minori quelli dell'Ottone (4%), Zin-

²¹ Anche altri radioisotopi hanno temperature di ebollizione superiori alla temperatura media del forno, vedere allegato 1

co (2%), Rame(8%]); mentre per i camion cresce la percentuale dei materiali più nobili quali rame (18%) e Ottone (11%) pur rimanendo maggiore il trasporto di alluminio (32%) e ferro (27%). Dall'analisi dei carichi respinti emerge che quelli più a rischio sono i trasporti di non ferrosi: il 65% del totale dei respinti è costituita da rottami di alluminio mentre solo il 5% riguarda i rottami ferrosi. Inoltre la percentuale dei carichi respinti è andata progressivamente diminuendo nel tempo, passando dall'1,59 % nel '93 allo 0,31% nel '95, riguardando per lo più i trasporti ferroviari. I rinvenimenti sono costituiti da:

- parafulmini con Radio 226,
- quadranti di orologio con vernice luminescente di Radio 226,
- recipienti per cure idropiniche con Radio 226,
- rivelatori di fumo con Americio 241,
- tracce di Titanio 44, Scandio 44, Cobalto 60, Sodio 22 in vagoni contenenti alluminio,
- una barra di Uranio 238 di circa 2 Kg.

3.6.3 Porti di Genova e La Spezia

I dati [7] riguardano un solo anno lavorativo e riguardano un totale di 477 controlli effettuati su: 2763 carri ferroviari (61,7%), 789 contenitori (17,6%), 243 autotreni (5,4%), 682 fusti e sacchi (15,3%). Anche in questo caso la percentuale dei rinvenimenti è stata pari all'1,7 % (76 casi), tra i quali sono segnalati:

1. Nave porta contenitori - 60 contenitori di polveri prodotti per l'estrazione del Vanadio - ove si è rilevata la presenza di Cesio 137;
2. Carico diretto alle acciaierie di Cornigliano - si è trovato un quadrante (?) con radio 226 - e si è rilevato un fondo più elevato sulle banchine delle acciaierie forse dovuto ai materiali refrattari di cui sono costituite;
3. "oculari radioattivi" per la presenza di Torio 232 e suoi discendenti;
4. un carro con pianali con polvere di radio 226.

Su numerosi carri ferroviari ed autotreni sono state rinvenute polveri radioattive naturali.

3.6.4 Venezia

I dati [8] sono riferiti ad un intervallo temporale estremamente breve, pari a cinque mesi, ed hanno riguardato esclusivamente carri ferroviari (927). I ritrovamenti sono

stati pari allo 0,4%, ossia in linea con i dati riportati in precedenza. Più interessanti probabilmente sono i dati di insieme, dai quali risulta che i controlli a campione (95 analisi) hanno consentito di individuare 1 carro che aveva superato il primo controllo (esterno), ed hanno mostrato inoltre la presenza di tracce (da 1 a 10 Bq/Kg) di Cobalto 60 in 12 campioni, e di Cesio 137 in 10 campioni. Il controllo sui provini di colata (90 analisi) ha consentito di individuare tracce (da 1 a 10 Bq/Kg) di Cobalto 60 in 16 campioni, 4 dei quali relativi ai giorni immediatamente successivi all'identificazione di un carico contaminato. I controlli delle polveri di abbattimento fumi e delle scorie ha fatto rilevare la presenza di radionuclidi naturali e di Cesio 134 e 137 in modeste quantità e con un rapporto tra loro compatibile con l'attribuzione alla ricaduta di Chernobyl. L'analisi condotta dalla D.ssa Bergoglio la porta a concludere che a fronte di ritrovamenti (dovuti ai soli controlli esterni) pari allo 0,4% dei carichi importati, circa il 20% dei carichi contaminati non viene individuato. Un altro punto, evidenziato a sufficienza dall'episodio bresciano, è la scarsa sensibilità mostrata per un lungo periodo dalle aziende del settore. Infatti nonostante gli episodi di contaminazione si ripetessero con regolarità, ben poche ditte hanno provveduto, prima di tale accadimento, a mettere in atto propri sistemi di controllo. A fronte di una tale situazione, la Regione Lombardia ha emanato un'ordinanza contingibile ed urgente ai fini di sanità pubblica (n.57671 del 20/6/97) che impone una serie di controlli esterni, interni, dopo la fusione, sulle scorie e sulle polveri ed infine il monitoraggio di talune aree di lavoro. La conseguente intensificazione dell'attività di controllo da parte delle aziende ha consentito l'individuazione, in un periodo di circa 1 anno, di oltre 100 carichi di materiale contaminato, ma ha anche messo in luce una serie di problematiche, essenzialmente di tipo amministrativo - giudiziario, connesse al sequestro del materiale contaminato ed alle modalità e agli oneri per lo smaltimento del materiale rinvenuto. In particolare sono da segnalare [9] due questioni tecnico - legali concernenti:

- l'individuazione di un carico contaminato da parte dei portali che controllano l'ingresso dell'azienda; in questo caso se l'azienda apre il contenitore per la verifica del carico entra in possesso del contenuto, ovvero non si procede alla rottura dei sigilli rimanendo nell'incertezza sull'effettivo contenuto.
- il carico supera il vaglio dei portali e viene scaricato nel parco dei rottami ma il successivo controllo manuale rivela la presenza di materiale radioattivo; a questo punto l'azienda si ritrova ad essere proprietaria del materiale contaminato mentre il fornitore (più o meno surrettiziamente) ha effettuato un'operazione di smaltimento indebito di materiali radioattivi.

I dati statistici elaborati sulla base dei ritrovamenti sopra menzionati modificano, almeno in parte, i dati presentati in precedenza perché indicano che oltre l'84% dei casi riguarda materiali ferrosi. Per quanto attiene ai radionuclidi ritrovati si tratta di:

-
- Radio 226 (50% dei casi),
 - radioisotopi naturali (20%),
 - Cobalto 60,
 - Cesio 137,
 - Iridio 192,
 - Krypton 85 (20%).

L'attività delle sorgenti ritrovate varia grandemente passando dalla decina di kBq a diverse decine di MBq. Quest'ultima statistica, nei limiti della sua significatività, completa ed integra quella di Yusko presentata all'inizio, evidenziando però il peso della radioattività naturale. La maggior parte delle sorgenti rinvenute ha, infatti, un'origine sanitaria, industriale, scientifica, militare, ecc., e di queste quelle maggiormente diffuse, specificamente quelle gamma di Cesio 137 o Cobalto 60, hanno tipicamente origine dalla terapeutica medica, dalle gammagrafie e sterilizzazioni. I dati bibliografici [10] recenti relativi alla presenza di radioattività naturale²² nei rottami e, più in generale, nei diversi prodotti (fanghi, polveri, scorie, ecc.) derivanti in particolare dall'industria estrattiva, indicano la crescente attenzione palesata dalle diverse organizzazioni internazionali (IAEA, NEA-OECD) per tale fenomeno. Si tratta di materiali con un livello di attività del tutto paragonabile a quello dei rifiuti a bassa attività (per i quali sono applicabili quei limiti di rilascio incondizionato o esenzione menzionati in precedenza) ma che vengono prodotti in quantitativi enormi, dell'ordine di milioni di tonnellate. Le industrie estrattive coinvolte [11] sono le più varie (carbone, fosfati, petrolio e gas, ecc.), mentre i radionuclidi usualmente presenti appartengono alle famiglie del Torio e dell'Uranio. Le concentrazioni di attività non superano, in genere, i 1000 Bq/Kg tranne nel caso dei fanghi derivanti dalle estrazioni petrolifere ove si possono raggiungere valori di 10000 Bq/Kg o addirittura superiori. Inoltre le tecniche di estrazione usate possono determinare le condizioni per il formarsi di concentrazioni anormali solo per taluni radionuclidi naturali ed in particolare per Radio 226 [12] per cui, al termine della vita operativa degli impianti o sezioni di essi, il materiale da rottamare può presentare i TENORM sotto forma di incrostazioni. Le esposizioni conseguenti variano, in genere, tra i 10 ed i 100mSv/a per i lavoratori direttamente coinvolti per ridursi di circa una decade per il pubblico. Venendo ora ad un altro dei punti della relazione della ASL di Brescia, è importante evidenziare la situazione che si sta delineando per quanto riguarda lo stoccaggio dei materiali ritrovati. A tutt'oggi non è stato ancora individuato il sito da adibire allo stoccaggio definitivo dei materiali radiocontaminati presenti nel nostro Paese. La necessità di un sito di smaltimento deriva primariamente dalla presenza di materiali contaminati prodotti dai quattro impianti nucleari (Latina, Garigliano, Trino Vercellese e Caorso), che sono stati in fun-

²² I contaminanti presenti sono indicati come NORM (ove l'acrostico sta per Naturally Occurring Radioactive Material) o meglio, nella letteratura più recente, come TENORM (Technologically Enhanced NORM)

zione fino alla metà degli anni '80, e da quelli che deriveranno dal loro smantellamento definitivo. Attualmente sono in funzione esclusivamente 9 depositi temporanei preposti allo stoccaggio provvisorio dei materiali e delle sorgenti di uso medico sanitario. Il servizio per la gestione di rifiuti radioattivi è assicurato esclusivamente dalla NU-CLECO [13] a mezzo del suo centro della Casaccia. Tale servizio prevede la raccolta di:

- rifiuti radioattivi liquidi e solidi di I e II categoria, provenienti da attività di analisi e ricerca medica,
- piccole sorgenti risultanti da attività industriali,
- grandi sorgenti di Cobalto 60 e Cesio 137 ed altre risultanti da attività industriali e mediche ove sia dimostrata l'impossibilità di altre vie di smaltimento (i ritiri sono però momentaneamente sospesi causa la necessità di revisione dei limiti di stoccaggio - altre tipologie di rifiuti radioattivi(anche per questi vale la restrizione precedente).

I limiti di accettazione dei rifiuti sono quindi derivati dalle limitate capacità di stoccaggio (caso di grandi quantità a bassissima attività), e dai limiti di peso e dimensionale per grandi componenti. A fronte di una tale situazione stanno proliferando in conseguenza dei vari ritrovamenti, e conseguenti sequestri giudiziari, gli stoccaggi del tipo di quello organizzato all'interno dell'ALFA Acciai, in cui i materiali contaminati sono conservati in attesa di una destinazione certa. A complicare l'attuale contingenza vi è la mancata caratterizzazione dei materiali ritrovati il che, probabilmente, contribuirà a complicare in futuro le pratiche per l'avvio dei contaminati allo smaltimento definitivo. Per ovviare a quest'ultima situazione esiste esclusivamente una circolare della Regione Lombardia (n. 21/SAN del 6 aprile 1998 dal titolo "Indicazioni operative relative all'applicazione dell'Ordinanza del Presidente della Giunta Regionale n. 57671 del 20 giugno 1997 in materia di sorveglianza radiometrica sui rottami metallici") con indicazioni che riguardano:

1. l'individuazione preventiva delle procedure di messa in sicurezza del materiale radioattivo o radiocontaminato rinvenuto;
2. la registrazione delle misure effettuate;
3. la caratterizzazione ed allontanamento del materiale radioattivo o radiocontaminato rinvenuto;
4. le linee guida per le procedure da seguire in caso di rilevamento di radioattività in carichi di rottami metallici.

ALLEGATO 1

Nel caso di incidente dovuto all'ingresso di materiali radioattivi all'interno di un forno elettrico la radiocontaminazione può interessare i prodotti finiti e/o le polveri derivanti dal trattamento fumi.

Gli eventi che si sono verificati fino ad oggi hanno mostrato che i radiocontaminanti più frequentemente incontrati sono i seguenti:

1. Cesio (Cs)
2. Cobalto (Co)
3. Radio (Ra)
4. Torio (Th)
5. Americio (Am)
6. Uranio (U)
7. Iridio (Ir)
8. Stronzio (Sr)
9. Tallio (Tl)
10. Protactinio (Pa)
11. Bismuto (Bi)
12. Polonio (Po)
13. Iodio (I₂)
14. Titanio (Ti)
15. Ittrio (Y)
16. Berillio (Be)

Se si assume che tutti gli elementi con temperatura di ebollizione superiore a quella del bagno ($\approx 1600^{\circ}\text{C}$) si ritrovino nell'acciaio prodotto e che tutti quelli con temperatura di ebollizione inferiore si ritrovino nei fumi i radiocontaminanti sopra elencati si distribuiranno presumibilmente nel seguente modo:

ACCIAIO	Co
	Th
	Am
	Be
	U
	Ir
	Pa
	Ti
	Y
FUMI	Cs
	Ra
	Sr
	Tl
	Bi
	Po
	I ₂

3.7 IL RUMORE

Prima di esaminare le problematiche poste dalla applicazione della Normativa vigente in materia di inquinamento acustico alle acciaierie ad arco elettrico, è necessario premettere alcune considerazioni riguardo la struttura e la localizzazione degli stabilimenti industriali. Una prima osservazione riguarda la complessità della "sorgente di rumore", costituita dall'impianto nel suo insieme, dovuta alla possibile presenza di più forni e quindi di più linee di lavorazione, anche di tipo diverso, all'interno della medesima area industriale; a ciò resta da aggiungere la possibile presenza anche contemporanea di altre sorgenti fisse quali: cesoie, mulini, ecc.

Tabella 3.7.1

1) Zona forno	Leq dB(A)	
a) interno della dog house	98,5	119,3 dB Picco
b) esterno della dog house	86	
c) area di affinazione	86	
2) Colata continua		
a) platea Colata Continua	85	
b) piattaforma siviera	90,3	
3) Parco rottame		
scarico di rottame nella fossa	87,6	
4) Rifacimento siviere, forni		
a) svuotamento siviere con aria compressa	95	
b) demolizione refrattari con martello pn.	98,4	
Altre lavorazioni rumorose		
impianto depurazione fumi	88	
cesoia	70	
mulino di macinazione	91	

Complessivamente “la sorgente di rumore” può dunque variare in maniera significativa da caso a caso. Ulteriori sorgenti di rumore sono da ricondursi alle operazioni di carico e scarico del rottame (che avvengono molte volte, negli orari più diversi, non esclusi quelli notturni) e alle diverse movimentazioni interne (a mezzo di “ragni”, elettromagneti). Per quanto riguarda inoltre il trasporto dei materiali, in entrata ed uscita dagli stabilimenti, esso avviene nella maggior parte dei casi su ruote (esistono anche situazioni con linee ferroviarie asservite), e può essere stimato in diverse centinaia di camion al giorno, si tratta di quindi di sorgenti discontinue ma di notevole rilevanza nel loro insieme. A titolo esemplificativo si riportano, nella Tabella 3.7.1, alcuni dati relativi alle sorgenti nelle diverse zone e lavorazioni presenti in acciaieria. I dati evidenziati in tabella mostrano chiaramente che gli effetti ambientali, dovuti al rumore, comportano, contemporaneamente, notevoli effetti sul luogo di lavoro che riconducono, a loro volta, alla corrispondente normativa specifica (L. 277/91, D.Lgs. 626/94 e successive modifiche ed integrazioni). Valori dei limiti massimi del livello sonoro equivalente (L_{eq}) relativi alle classi di destinazione d’uso del territorio di riferimento - Limiti massimi [L_{eq} in dB(A)]. In definitiva riesce estremamente difficile, a differenza ad esempio di quanto avviene per i rifiuti o per le emissioni in atmosfera, definire, o meglio, esemplificare una situazione tipo con validità generale. Si deve dunque necessariamente procedere ad un esame di casi specifici, basandosi soprattutto sull’esperienza maturata dalle Amministrazioni pubbliche coinvolte. Per quanto attiene alla localizzazione si deve premettere che in molti casi si tratta di stabilimenti “storici” che addirittura (vedi il caso di Odolo in Provincia di Brescia) hanno costituito il polo di aggregazione intorno

al quale si è sviluppato l'insediamento urbano. Ci si trova dunque, molte volte, in presenza di stabilimenti localizzati all'interno del contesto urbano o immediatamente adiacenti ad esso, con un'emissione di fondo (quale ad esempio quella costituita dal sistema di abbattimento dei fumi) di notevole intensità che li porta pressoché inevitabilmente - in condizione di funzionamento a regime - al superamento dei limiti prescritti dalla Normativa vigente.

3.8 LA NORMATIVA

La disciplina²³ che regola l'inquinamento acustico su tutto il territorio nazionale si articola, essenzialmente, su:

- ⇒ la Legge 26 ottobre 1995 n.447 (la cosiddetta "Legge quadro sull'inquinamento acustico")
- ⇒ il D.M.A. 11 dicembre 1996 ("Applicazione del criterio differenziale per gli impianti a ciclo produttivo continuo")
- ⇒ il D.P.C.M. 14 novembre 1997 ("Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore")
- ⇒ il D.M.A. 16 marzo 1998 (Tecniche di rilevamento e di misurazione dell'inquinamento acustico)
- ⇒ il D.P.C.M. 1 marzo 1991 (Limiti massimi di esposizione al rumore negli ambienti abitativi e nell'ambiente esterno)

Con l'Art. 4, ultimo comma, della legge di riforma sanitaria (L. 23.12.78 n.833) è stata demandato ad un decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri la fissazione e la periodica revisione delle emissioni sonore negli ambienti di lavoro, abitativi e nell'ambiente esterno; mentre con l'Art. 2, comma 14, della legge istitutiva del Ministero dell'Ambiente (L. 8.7.1986 n.349) si è stabilito che il Ministero dell'Ambiente, di concerto con il M. Della Sanità, proponesse al Presidente del Consiglio dei Ministri la fissazione dei limiti massimi delle emissioni sonore²⁴. Con il D.P.C.M 1.3.1991 sono stati fissati, in via transitoria ed in attesa dell'approvazione di una legge quadro di tutela dell'ambiente dall'inquinamento acustico, i limiti massimi di esposizione al rumore negli ambienti abitativi e nell'ambiente esterno. Le disposizioni del decreto non si applicavano alle sorgenti sonore interne ad attività industriali ed artigianali e prive di

²³ Per non appesantire eccessivamente la trattazione si è ritenuto utile non soffermarsi su una parte, pur rilevante, della Normativa vigente costituita dall'Art. 659 c.p. e dall'Art. 844 c.c., dagli Artt. 216 e 217 del Testo unico delle leggi sanitarie (R.D. 27 luglio 1934 n. 12651), dall'Art. 24 D.P.R. 19 marzo 1956 n.303, dagli Artt. 101, 102, 104 del D.P.R. 616/1977 e dall'Art. 4 della L.n.833/78.

²⁴ Nella trattazione degli aspetti legislativi ci si è attenuti all'impostazione seguita dal Dott. De Falco, della Pretura Circondariale di Roma, nel corso di alcune lezioni tenutesi a Roma nel Marzo 1998

emissioni esterne (Art. 1, comma 3) ma tale disposizione è stata di recente abrogata dal D.P.C.M. 14.11. 1997, in tema di determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore. Nei diversi allegati, del decreto, vengono fissate le definizioni tecniche e le metodiche di rilevamento e di misura dell'inquinamento da rumore; tra le diverse definizioni va ricordato che non vengono considerati come "ambiente abitativo" gli ambienti di lavoro, salvo che per quanto concerne l'immissione di rumore da sorgenti non connesse all'attività lavorativa, e che *il rumore è considerato con riferimento alle emissioni sonore che hanno effetti negativi sull'uomo e sull'ambiente*. Ai fini della determinazione dei limiti massimi dei livelli sonori il D.P.C.M. ha demandato ai comuni di classificare il rispettivo territorio secondo una tabella articolata in 6 tipologie di aree diverse, a seconda degli insediamenti esistenti. In relazione a ciascun tipo di area, una seconda tabella (riportata qui di seguito) indica i valori dei limiti massimi del livello sonoro equivalente, con riguardo al rilevamento diurno e notturno.

Classi di destinazione d'uso del territorio	tempi di riferimento	
	Diurno	Notturmo
I Aree particolarmente protette	50	40
II Aree prevalentemente residenziali	55	45
III Aree di tipo misto	60	50
IV Aree di intensa attività umana	65	55
V Aree prevalentemente industriali	70	60
VI Aree esclusivamente industriali	70	70

In attesa della classificazione del territorio comunale, l'Art.6 del decreto ha delineato una ripartizione secondo quattro zone fissando per ciascuna il limite diurno e quello notturno.

Zonizzazione	Limite diurno L_{eq} (A)	Limite notturno L_{eq} (A)
Tutto il territorio nazionale	70	60
Zona A (D.M. n. 144/68) (*)	65	55
Zona B (D.M. n. 144/68) (**)	60	50
Zona esclusivamente industriale	70	70

(*) Zona di cui all'Art. 2 del D.M. 2.4.1968, n.144 (in materia di limiti urbanistici - parti del territorio interessate da agglomerati urbani che rivestono carattere storico, artistico e di particolare pregio ambientale o da porzione di essi, comprese le are circostanti, che possono considerarsi parte integrante degli agglomerati stessi)

(**) Zona di cui alla citata disposizione ministeriale (parti del territorio totalmente o parzialmente edificate, diverse dalla zona A: si considerano parzialmente edificate le zone in cui la superficie coperta degli edifici esistenti non sia inferiore ad 1/8 della superficie fondiaria e nelle quali la densità territoriale sia superiore ad 1,5 mc/mq)

Per le zone non esclusivamente industriali il decreto ha stabilito di prendere in considerazione anche il "rumore residuo", che è quello che si rileva quando si escludono le specifiche sorgenti disturbanti. Per tali zone, dunque, oltre al rispetto del limite massimo assoluto di rumore è stato imposto l'obbligo di non superare specifici valori tra il livello equivalente del rumore ambientale e quello del rumore residuo (criterio differenziale): la misurazione al riguardo va operata all'interno degli ambienti abitativi. Con l'emanazione della legge quadro del 26.10.95 n. 447 la materia dell'inquinamento acustico ha ricevuto una più completa e sistematica definizione. Peraltro tale legge, pur valendo a fissare i principi fondamentali del settore, a determinare le competenze tra lo Stato e gli enti locali e a definire strumenti di pianificazione e procedure attuative, rimanda la concreta applicazione delle proprie disposizioni all'emanazione di decreti ministeriali, regolamenti e provvedimenti in genere degli enti locali, che solo di recente hanno cominciato a vedere la luce, di talché la legge quadro risulta, allo stato attuale, ancora largamente inattuabile. La legge distingue (Art.2) tra sorgenti fisse (considerate nella loro unitarietà: ad esempio infrastrutture stradali, industriali, ecc.; depositi di mezzi di trasporto, persone o merci; aree adibite ad attività sportive e ricreative) e mobili; per quanto attiene ai parametri di accertamento del rumore distingue tra i *valori limite di emissione* (misurati in prossimità della sorgente) e *valori limite di immissione* (misurati in prossimità dei ricettori ed a loro volta distinti in valori limite assoluti e valori limite differenziali - determinati con riferimento alla differenza tra il livello equivalente di rumore ambientale ed il rumore residuo). I successivi articoli, dal 3 al 6, ripartiscono le competenze tra lo Stato e gli enti locali ed è a questo proposito che si rileva la pratica inattuabilità di gran parte delle disposizioni della legge, atteso che esse necessitano di una normativa di dettaglio ed attuativa, riservata a fonti secondarie per lo più ancora da emanare. A questo proposito, peraltro, un significativo passo avanti è stato compiuto con l'emanazione del D.P.C.M. 14.11.1997. Tale decreto in attuazione delle disposizioni della legge n.447/95, ha fissato, indicandoli nelle apposite tabelle, i valori limite di emissione (Art. 2 - Tabella B), i valori limite assoluti di immissione (Art. 3 - Tabella C), i valori di attenzione (Art. 6) ed i valori di qualità (Art. 7), articolandoli in base ad una classificazione del territorio comunale in sei gruppi di aree distinte, già delineate nel precedente D.P.C.M. 1.3.91. del resto anche le disposizioni di questo decreto non sono ancora di per sé applicabili, considerato che il decreto stesso ha stabilito (all'art 8, comma 1) che fintantoché i comuni non provvedano alla classificazione del territorio comunale nella tipologia di aree indicate dal decreto stesso, continuano ad applicarsi i limiti stabiliti dal D.P.C.M. del 1991, secondo la zonizzazione indicata in quest'ultimo decreto. In particolare il nuovo decreto ha previsto, quanto ai valori limite di emissione, che i rilevamenti e le verifiche siano effettuati in corrispondenza degli spazi utilizzati da persone e comunità (Art.2, comma3) e che i valori limite di emissione delle sorgenti sonore fisse siano altresì regolamentati dalle norme di omologazione e certificazione delle sorgenti sonore (Art. 2, comma 4). Da ultimo si desidera segnalare quanto riportato nell'Art. 9 della legge

quadro, che prevede, a fini di tutela della salute pubblica e dell'ambiente, l'emana-
zione di ordinanze contigibili ed urgenti che impongano il ricorso temporaneo a spe-
ciali forme di contenimento o di abbattimento delle emissioni sonore, inclusa l'inibito-
ria, parziale o totale, di determinate attività.

Prima di concludere la parte dedicata alla normativa, si desidera evidenziare alcuni pro-
blemi²⁵ connessi con le definizioni di "emissione", "immissione" ed "immissioni diffe-
renziali" presenti nella Normativa.

Emissione

All'Art. 2 Definizioni (447/95)), comma 1 , si riporta:

e) valori limite di emissione: il valore massimo di rumore che può essere emesso da una sorgente sonora **misurato in prossimità della sorgente stessa**;

All'Art. 2 Valori limite di emissione (D.P.C.M. 14/11/1997), comma 3, si riporta:

I rilevamenti e le verifiche sono effettuati in corrispondenza degli spazi utilizzati da persone e comunità.

Una possibile conciliazione potrebbe essere che la misura dev'essere effettuata **in prossimità della sorgente in corrispondenza degli spazi utilizzati da persone e comunità.**

Immissione

All'Art. 2 Definizioni (447/95), comma 1 , si riporta:

f) valori limite di immissione: il valore massimo di rumore che può essere immesso da una o più sorgenti sonore nell'ambiente abitativo o nell'ambiente esterno, misurato in prossimità dei recettori;

All'Art. 2 Definizioni (447/95), comma 3, si riporta:

I valori di immissioni sono distinti in:

a) valori limite assoluti, determinati con riferimento al livello equivalente di rumore ambientale;

b) valori limite differenziali, determinati con riferimento alla differenza tra il livello equivalente di rumore ambientale ed il rumore residuo.

²⁵ Tali considerazioni sono dovute ai tecnici preposti della Azienda USL di Brescia

All'Art. 10 Sanzioni amministrative (447/95), al comma 2, si riporta:
Chiunque, nell'esercizio o nell'impiego di una sorgente fissa o mobile di emissioni sonore, supera i valori limite di **emissione e di immissione di cui all'Art. 2**, comma 1, lettere e) e f), fissati in conformità al disposto dell'Art. 3, comma 1, lettera a), è punito con la sanzione amministrativa del pagamento di lire 1.000.000 a lire 10.000.000.

Risulterebbe quindi che per *ogni sorgente*, fissa o mobile, di emissioni sonore *andrebbero verificati sia il limite di emissione che i due limiti di immissione*. In altri termini la lettura degli articoli parrebbe indicare la necessità di indagare i limite assoluto di *ogni singola sorgente* che contribuisce al campo acustico in esame.
L'ambiguità sopra indicata deriverebbe da una lettura del D.P.C.M. del 14/11/1997, ove all'Art. 3, Valori limite di immissione, riporta:

1. I valori limite assoluti di immissione come definiti all'Art. 2, comma 3, lettera a), della legge 26 ottobre 1995, n. 447, **riferiti al rumore immesso nell'ambiente esterno dall'insieme di tutte le sorgenti** sono quelli indicati nella tabella C allegata al presente decreto.
2. Per le infrastrutture stradali, ferroviarie, marittime e le altre sorgenti di cui all'art. 11, comma 1, legge 26 ottobre 1995, n. 447, i limiti di cui alla tabella C allegata al presente decreto non si applicano all'interno delle rispettive fasce di pertinenza, individuate dai relativi decreti attuativi. All'esterno di tali fasce, dette sorgenti concorrono al raggiungimento dei limiti assoluti di emissione.
3. All'interno delle fasce di pertinenza, le singole sorgenti sonore diverse da quelle indicate al precedente comma 2, devono rispettare i limiti di cui alla tabella B allegata al presente decreto. Le sorgenti sonore diverse da quelle di cui al precedente comma 2, devono rispettare, nel loro insieme, i limiti di cui alla tabella C allegata al presente decreto, secondo la classificazione che a quella fascia viene assegnata.

In grassetto si evidenziato il passaggio che solleva il dubbio di applicabilità del limite assoluto di immissione alle singole sorgenti fisse. In definitiva si tratterebbe di stabilire la prevalenza, o meno, dell'Art. 10 della legge quadro nei confronti del comma 1 dell'Art. 3 del DPCM. Inoltre il passaggio in grassetto non consente di escludere, a priori, che l'indagine possa riguardare la specifica sorgente disturbante. Quest'ultima indagine, da un altro punto di vista, si rende necessaria poiché le sanzioni di cui all'Art. 10 (447/95) si applicano quando chiunque nell'esercizio di una sorgente "supera i valori limite di emissione e di immissione di cui all'Art. 2, comma 1, lettere e) e f)". Venendo ora all'esame delle problematiche ambientali dovute al rumore può essere utile esaminare, in maniera sintetica, le diverse sorgenti che contribuiscono alla "sorgente di rumore" costituita dall'impianto nel suo insieme. I dati che si riportano derivano da misure effettuate nell'ambito del D.L. 277/91 e del D. L. 626/94, e sono quindi relativi alle problematiche connesse alla salute e sicurezza dei lavoratori e non

ad una mappatura effettuata a fini "ambientali". Tali dati sono dunque da considerare esclusivamente come indicativi della situazione generale e non rappresentano una situazione impiantistica o area geografica particolare.

3.9 BIBLIOGRAFIA

- [1] Iron and Steel Scrap, Commissione Economica delle Nazioni Unite per l'Europa (UN/ECE) nel 1995.
- [2] G. Brascugli, G. Perni e E. Repetto, "Evolution of the electric arc furnace steelmaking route", MPT International, Febbraio 1997, 62-83.
- [3] M. Mencarini "I metalli ferrosi" Rifiuti n. 44 (8-9/98)
- [4] W. Bandinelli "Il ciclo del rottame" Conferenza internazionale - La radioattività nei rottami metallici conseguenze e soluzioni- Brescia 23 Giugno 1998
- [5] M. Di Fidio, "Economia dei Rifiuti e Politica Ambientale", III Edizione, 1995, 528-538.
- [6] P. N. H. Bhakta, "Recent Technology and Trends in Automotive Recycling", JOM, 1994, 36-39
- [7] R. Serra, L. Giolitti, "Il Riciclaggio delle Auto a Fine Vita: il Metallo è un Problema?", La Metallurgia Italiana, Marzo 1998, 49-59.
- [8] M. Suzuki, A. Nakajima e S. Taja, "Recycling scheme for Scrapped Automobiles in Japan", Third International Symposium on Recycling of Metals and Engineered Materials", P. B. Queneau e R. D. Peterson, TMS, 1995, 729-750.
- [9] R. H. Perry e D. Green, "Perry's Chemical Engineers' Handbook", VI edizione, McGraw-Hill, New York (USA), 1984, 21.1-21.55.
- [10] B. Mazzarotta, "Apparecchiature per il Trattamento dei Solidi - Solid Handling", 69-76.
- [11] J.D. Gilchrist, "Extraction Metallurgy", III edizione, 1989, 64-88.