

Luigi Guzzi, Walter Martinotti
CESIRICERCA

Dipartimento Ambiente e Sviluppo Sostenibile
Milano

Nicola Cardellicchio

CNR - Istituto per l'Ambiente Marino Costiero
Taranto

n.cardellicchio@iamc.cnr.it



EMISSIONI E CONTROLLO DEL MERCURIO NELLA GENERAZIONE TERMoeLETRICA A CARBONE

Parte 2: Controllo delle emissioni e ricettività ambientale

In questo lavoro vengono riportate le emissioni di mercurio da impianti termoelettrici a carbone dichiarate dai gestori dell'impianto; le emissioni al 2006 sono stimate sia sulla base delle quantità di carbone che si prevede di utilizzare sia sull'efficienza degli attuali sistemi di trattamento dei fumi. Viene, infine, evidenziata la necessità di un'approfondita analisi del destino ambientale del mercurio emesso, al fine di valutare l'opportunità di adozione di ulteriori tecnologie di abbattimento del mercurio.

Emissioni di mercurio da impianti italiani

Emissioni dichiarate al 2001 e deposizioni

L'entità delle emissioni di mercurio in atmosfera e nei corpi idrici (sia direttamente che indirettamente) dei "complessi termoelettrici IPPC" alimentati a carbone, è riportata in Tab. 1.

La quantità dichiarata di mercurio rilasciata in atmosfera ammonta a 268 kg/anno; quella rilasciata direttamente nei corpi idrici ammonta a 5,3 kg/anno. Se consideriamo che i gestori non sono tenuti a dichiarare le emissioni quando queste siano inferiori alle rispettive soglie (per il mercurio ed i suoi composti i valori soglia sono di 10 kg/anno e di 1 kg/anno, rispettivamente per le emissioni in atmosfera e per quelle dirette in acqua),

aggiungendo ai valori precedenti il valore soglia, le quantità massime di mercurio rilasciate nell'ambiente sarebbero comunque inferiori a 308 kg/anno ed a 14,3 kg/anno.

In Fig. 1 è illustrata la stima delle deposizioni di mercurio sull'Italia (grigliato 50 x 50 km) da parte delle sorgenti nazionali e transfrontaliere ottenuta nell'ambito delle attività del "Protocollo della Convenzione sull'inquinamento transfrontaliero a grande

distanza relativo ai metalli pesanti” promossa dall’UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) [1].

Stima delle emissioni al 2006

Una stima dell’entità delle emissioni totali di mercurio in atmosfera in Italia, derivanti dalla combustione del solo carbone bituminoso, può essere dedotta utilizzando sia le quantità presumibili di carbone che verranno utilizzate nel 2006 nel settore elettrico in Italia, sia il fattore di emissione in atmosfera riportato nella letteratura tecnico-scientifica. Sulla base di tali assunzioni, a fronte di un consumo previsto di 20.000.000 di tonnellate di carbone [2] ed utilizzando il valore del fattore di emissione per il solo “carbone bituminoso” (0,21 g/t) per gli impianti non dotati di sistemi di trattamento dei fumi [3], la quantità di Hg emessa dalle centrali italiane ammonterebbe a circa 4.200 kg/anno.

La presenza di precipitatori elettrostatici (PE), per i quali si ipotizza un’efficienza di rimozione del mercurio associato alle ceneri volanti del 50% [4], ridurrebbe tali emissioni a 2.100 kg/anno. L’efficienza di rimozione

Tab. 1 - Emissioni di Hg in aria ed in acqua nell’anno 2001 dei complessi termoelettrici italiani alimentati a carbone		
Complessi termoelettrici a carbone	Hg (kg/anno)	
	Aria	Acqua (diretto)
Bastardo (2 x 75 MW)	24,5 C	<1
Brindisi nord (4 x 320 MW)	30,3 C	<1
Brindisi sud (4 x 660 MW)	12 M	1,5 M
Fiume Santo (2 x 320 MW)	<10	<1
Fusina (3 x 160; 1 x 320 MW)	32,9 M	<1
Genova (2 x 70 MW; 1 x 155 MW)	53 S	<1
La Spezia (1 x 660 MW)	<10	<1
Monfalcone (1 x 165; 1 x 171 MW))	<10	<1
Porto Marghera (2 x 70 MW)	21,7 C	<1
Santa Barbara (2 x 125 MW)	<10	2,2 M
Sulcis (1 x 240 MW)	23,1 S	1,6 S
Vado Ligure (2 x 330 MW)	70,5 M	<1
Totale “dichiarato” emissioni	268	5,3
Totale “massimo” emissioni	<308	<14,3

(da http://eper.eea.eu.int/e_per) (M = misurata, C = calcolata, S = stimata)

del 50% del mercurio presente nei fumi da parte dei precipitatori elettrostatici è stata riscontrata per vari impianti presenti in Danimarca (49%), in Irlanda (52,6%), in

Olanda (50%) ed in Gran Bretagna (48-52%), anche se valori compresi tra il 10 ed il 50% sono riportati per gli impianti tedeschi [4]. Nel documento della Commissione Europea, relativo alla definizione di una “strategia per il mercurio”, è riportata un’efficienza di abbattimento per i precipitatori elettrostatici del 36% [5]. In generale, l’efficienza di rimozione del mercurio dipende da vari parametri tra cui principalmente la temperatura di esercizio dei precipitatori elettrostatici e la quantità di carbone incombusto presente nelle ceneri [4].

La presenza di sistemi di abbattimento degli ossidi di zolfo (DeSOx), posti a valle dei precipitatori elettrostatici, determina un’ulteriore riduzione delle emissioni di mercurio con un’efficienza aggiuntiva di circa il 50% [4]. Ne deriva che globalmente la rimozione del mercurio per tale effetto cooperativo è di circa il 75%, come supportato da risultati ottenuti in impianti

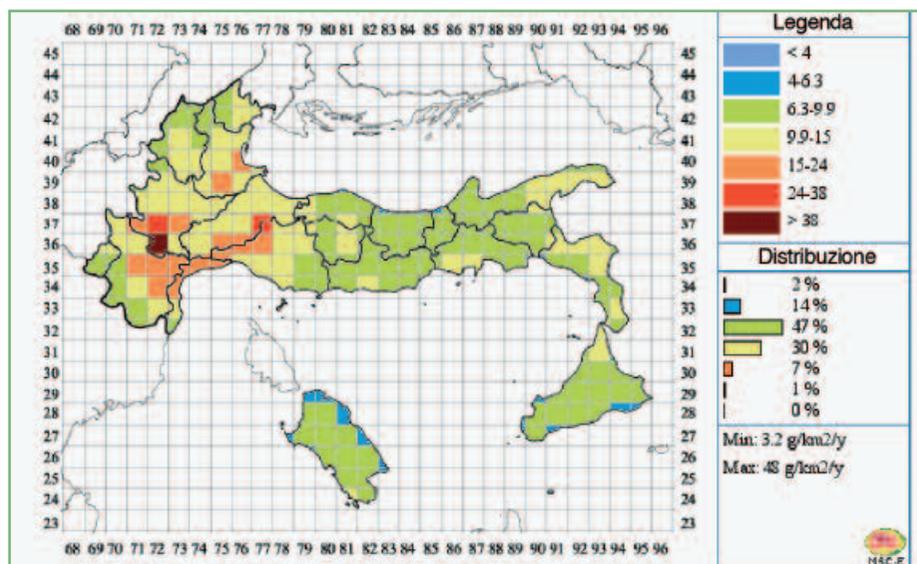
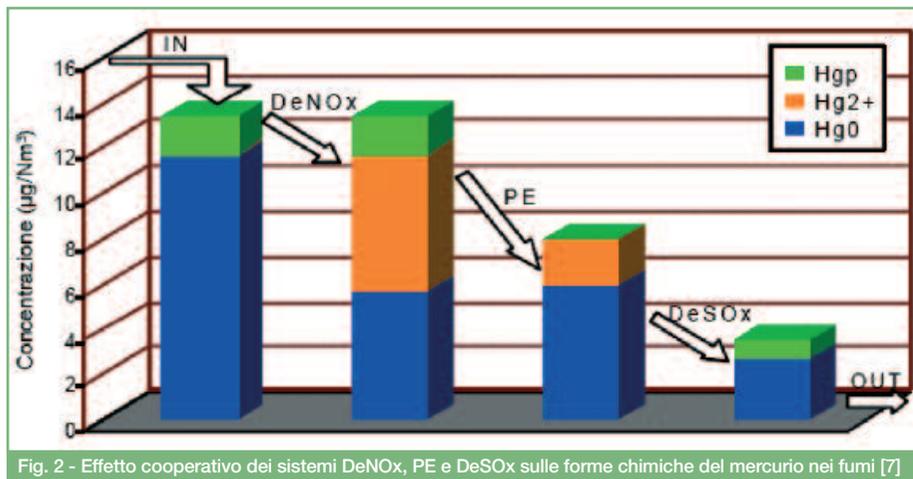


Fig. 1 - Deposizioni totali di mercurio (g/km²/anno) sul territorio italiano da sorgenti nazionali e transfrontaliere [1]



danesi (72%), olandesi (75%), inglesi (87%). Per gli impianti tedeschi, in cui viene utilizzato oltre al carbone bituminoso anche la lignite e/o il carbone sub-bituminoso, l'efficienza di abbattimento complessiva dei sistemi PE + DeSOx è considerevolmente minore e varia tra il 30 – 70% [4]; ciò è dovuto sia al minore contenuto di carbonio nelle ceneri volanti, sia alla relativamente maggiore quantità della forma gassosa di mercurio nei fumi. L'efficienza di rimozione del mercurio da parte dell'accoppiamento tra PE e DeSOx è relativamente più elevata quando la temperatura di esercizio dei desolforatori è inferiore a 130 °C [6].

La presenza di sistemi di abbattimento degli ossidi di azoto (impianti DeNOx), pur non esercitando un'azione diretta sull'abbattimento del mercurio, contribuisce alla trasformazione in forma divalente del mercurio presente in forma elementare e quindi alla possibilità che venga trattenuto dai sistemi DeSOx (Fig. 2). In Tab. 2 sono riportati i valori percentuali di abbattimento del mercurio presente nel carbone bituminoso da parte degli attuali sistemi di trattamento dei fumi (PE = precipitatori elettrostatici; DeSOx = desolforatori).

Le varie unità degli impianti a carbone

attualmente eserciti in Italia sono dotate, oltre ai precipitatori elettrostatici, anche di impianti di abbattimento degli ossidi di zolfo (DeSOx) nel 56% dei casi (che rappresentano il 70% della potenza installata) e di impianti di abbattimento degli ossidi di azoto (DeNOx) nel 9% dei casi. Globalmente nel 52% delle unità termoelettriche sono presenti contemporaneamente sia i precipitatori elettrostatici che gli impianti DeSOx e DeNOx [8].

Partendo quindi dalla stima di circa 2.100 kg/anno ed applicando l'ulteriore riduzione del 50% dovuta all'azione dei sistemi DeSOx (quindi con una efficienza complessiva di abbattimento del 75%) la quantità di mercurio emessa in atmosfera dagli impianti italiani

a carbone ammonterebbe a 1.050 kg/anno. Tale valutazione risulta, tuttavia, sottostimata sia perché, come detto, i sistemi PE + DeSOx trattano le emissioni del 70% della potenza degli impianti a carbone italiani, sia perché nella stima si è assunto che venga utilizzato il solo carbone bituminoso, che invece rappresenta solo il 53% dei consumi di combustibile [5], e non il carbone sub-bituminoso che in genere presenta concentrazioni maggiori di mercurio.

Nella situazione attuale, sia per quanto riguarda il parco di generazione a carbone sia per quanto riguarda l'adozione di sistemi di trattamento fumi (impianti DeNOx, PE e DeSOx), è quindi ragionevole ipotizzare un valore emissivo complessivo in atmosfera di circa 1.200 kg/anno.

Per quanto la stima di circa 1.200 kg/anno sia affetta da notevoli incertezze dovute sia al valore del fattore di emissione utilizzato (in genere si stima che l'incertezza sia del 25%; [9]) che alle altre approssimazioni introdotte, emerge tuttavia come sia ipotizzabile un incremento non marginale delle emissioni in atmosfera del mercurio e come sia pertanto necessario valutare adeguatamente le sue "trasformazioni" negli ecosistemi recettori, in particolar modo negli ecosistemi acquatici.

Tab. 2 - Efficienza di rimozione del mercurio degli attuali sistemi di trattamento dei fumi

<i>Tecnologia</i>	<i>Efficienza rimozione (%)</i>	<i>Rif.</i>
PE	36	[5]
PE (Danimarca, Olanda, UK, Irlanda)	48-52	[4]
PE (Germania)	10-50	[4]
PE + DeSOx	80-90	[5]
PE + DeSOx (Danimarca, Olanda, UK)	72-87	[4]
PE + DeSOx (Germania)	35-70	[4]

Limiti alle emissioni e ricettività ambientale

A fronte di considerazioni di costo e di disponibilità della risorsa, l'utilizzo del carbone richiede, per rendere meno conflittuale l'accettazione degli impianti da parte delle popolazioni interessate alla loro localizzazione, l'adozione delle migliori tecniche disponibili ("Best Available Techniques") che consentano di evitare oppure, qualora non sia possibile, ridurre le emissioni degli inquinanti in atmosfera, nei corpi idrici e nel suolo così come richiesto dalla Direttiva IPPC (recepita integralmente nella legislazione italiana con il Decreto Legislativo 59/2005); ciò al fine di conseguire un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso.

La Direttiva prevede il rilascio da parte dell'Autorità competente di una Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA), definita sulla base dell'esame del processo produttivo, in cui i limiti di emissione degli inquinanti non vengono più stabiliti sulla base di semplici e generali valori tabellari, ma sulla base dello specifico contesto ambientale e territoriale in cui è collocato l'impianto [10], sottolineando quindi la necessità di tenere conto della sua "ricettività ambientale". In altri termini, la conoscenza dello stato ambientale del territorio rappresenta una condizione indispensabile

per consentire al proponente dell'impianto la calibrazione degli interventi da proporre nella domanda di rilascio dell'AIA, ma anche all'Autorità competente per definire sia delle prescrizioni equilibrate da inserire nell'AIA, sia un adeguato piano di monitoraggio e controllo. La conoscenza del territorio richiede, tra le molteplici informazioni, anche l'analisi dei fattori e dei processi che regolano e/o determinano il destino ambientale del mercurio proveniente da ricadute "locali" delle emissioni degli impianti di generazione negli ecosistemi terrestri ed acquatici [11]. Ciò in ragione anche dell'evidenza sperimentale che il cosiddetto "nuovo" mercurio, cioè il mercurio emesso da impianti di generazione e derivante dalle deposizioni locali umide e secche, è più velocemente trasformato del "vecchio" mercurio in metilmercurio dai batteri solfato-riduttori [12]. In particolare, il mercurio entrato nei corpi

idrici può seguire tre diversi percorsi che ne determinano il destino nei diversi comparti ambientali:

- riemissione verso l'atmosfera: dopo riduzione a mercurio metallico (volatile);
- accumulo nei sedimenti, in seguito a deposizione di particolato sospeso cui è associato il mercurio, e successiva trasformazione chimica in composti insolubili, principalmente solfuri;
- metilazione nella colonna d'acqua o nei sedimenti ad opera dei batteri solforiduttori e conseguente bioaccumulo - biomagnificazione negli organismi acquatici.

Per valutare in particolare il processo di metilazione del mercurio occorre disporre di "strumenti conoscitivi" che consentano di definire l'entità della "biodisponibilità" del metilmercurio (la forma "pericolosa") negli ecosistemi acquatici in rapporto alle caratteristiche strutturali, funzionali, di utilizzo

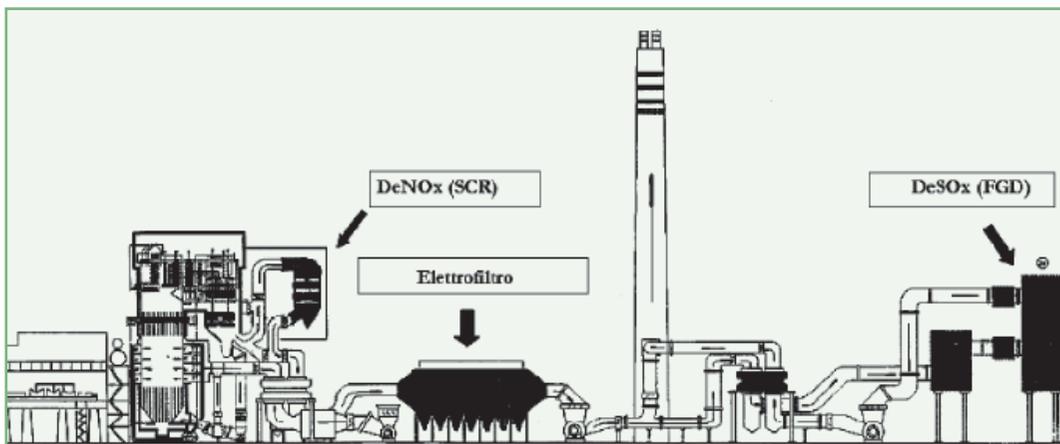


Fig. 3 - Collocazione in un impianto dei precipitatori elettrostatici (PE), dei sistemi di abbattimento degli ossidi di zolfo (DeSOx) e di azoto (DeNOx)

Mercury Emissions and Control in Coal Thermoelectric Plants. Part 2: Emissions Control and Environmental Fate

ABSTRACT 

In this work, we report mercury emissions from carbon thermo-electric plants given by plants management; 2006 emissions have been estimated both on the basis of carbon amount foreseen to be used and the efficiency of the actual fumes treatment plants. Finally, we underline the necessity of a deep analysis of mercury emissions environmental fate, in order to evaluate the opportunity to use further technologies of mercury removal.



antropico del territorio [13].

È quindi fondamentale evidenziare, attraverso adeguate indagini sperimentali quali siano i fattori responsabili a livello locale dell'effettiva entità della trasformazione del

mercurio in metilmercurio: qualora infatti non sussistano negli ecosistemi acquatici le condizioni strutturali e/o funzionali favorevoli al processo di metilazione o le caratteristiche abiotiche e biotiche dell'ecosistema poten-

zialmente impattato siano tali da "compensare" tale produzione, in termini economici sarebbe sproporzionata ai reali benefici ambientali una politica tesa ad annullare il più possibile le emissioni di mercurio degli impianti di generazione a carbone.

In altre parole, l'adozione di ulteriori e più sofisticate tecnologie di contenimento delle emissioni di mercurio, peraltro in fase di studio e valutazione, potrebbe essere limitata agli impianti termoelettrici localizzati in prossimità di ecosistemi acquatici "sensibili", essendo sufficiente nelle altre situazioni ambientali il beneficio risultante dall'adozione dei sistemi DeNOx, PE e DeSOx nella totalità degli impianti a carbone.

Ringraziamenti: Le attività di ricerca sono state finanziate dal Fondo "Ricerca di Sistema per il settore elettrico nazionale" istituito con Decreto Ministero dell'Industria DM 26/1/2000.

Bibliografia

- [1] Meteorological Synthesizing Centre East, 2004 (www.msceast.org/countries/Italy).
- [2] ASSOCARBONI, 2004, Roma (www.assocarboni.it)
- [3] Locating and estimating air emissions from sources of mercury and mercury compounds. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, EPA-454/R-97-012, 1997, Washington, DC., 172 pp.
- [4] *Comments on the Consultation document "Development of an EU Mercury Strategy"*. Union of the Electricity Industry, 2004, Brussels, 14 pp.
- [5] Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on Community Strategy concerning mercury. Extended impact assessment. Commission of the European Communities, COM(2005) 20 final, Annex SEC (2005)101, Brussels, 170 pp.
- [6] Consultation document "Development of an EU Mercury Strategy". Commission of the European Communities, Directorate D. G. Environment, 2004, Brussels, 47 pp.
- [7] G. De Michele, *La Termotecnica*, 2003, **8**(1), 117.
- [8] Elementi tecnici per la predisposizione di scenari di emissione del sistema elettrico. Comunicazione CESI al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Maggio 2005.
- [9] J.M. Pacyna, J. Munthe, Summary of research projects on mercury funded by European Commission, in "Workshop on mercury: needs for further international environmental agreements", European Commission, Brussels, 29-30 March 2004.
- [10] F. Santarelli, La qualità ambientale nella attuazione della Direttiva 96/61/CE. In Convegno: La qualità dell'aria nelle aree urbane: il ruolo della ricerca per la riduzione dell'inquinamento atmosferico, Provincia di Piacenza e CESI, Piacenza, 15 giugno 2005.
- [11] L. Guzzi *et al.*, *Chimica e Industria*, 2005, **87**(7) 64.
- [12] Mercury comment to EPA. Hubbard Brook Research Foundation, 2004, (www.hubbardbrook.org).
- [13] L. Guzzi *et al.*, Studio pilota per la valutazione della biodisponibilità del mercurio negli ecosistemi acquatici. CESI, Rapporto Rds A5/053191, 232 pp.