

MOVIMENTO DI LOTTA PER LA SALUTE COOP. A R.L.



**Medicina
Democratica**

Via Venezian, 1 - 20133 Milano

Via dei Carracci, 2 - 20149 Milano

Tel. 02 498.46.78 Fax 02 480.14.680

Centro per la Salute

“Giulio A. Maccacaro”

via Roma 2

21053 Castellanza (VA)

medicinademocratica@libero.it

c.a. Unità organizzativa
per la Valutazione di Impatto Ambientale
Provincia di Trento
Galleria Legionari, 5
38100 TRENTO

Oggetto : *“Studio di impatto ambientale – Impianto a tecnologia integrata per il trattamento dei rifiuti della Provincia di Trento – Ischia Podetti”*

Le presenti note costituiscono osservazioni in merito allo Studio di Impatto Ambientale presentato per l’impianto di incenerimento progettato in Provincia di Trento a Ischia Podetti, ai sensi e per gli effetti del DPR 12.04.1996 e s.m.i..

Per la precisione ci si limita a esporre delle osservazioni sui principali aspetti ambientali/sanitari a partire da quanto illustrato nello *“Studio di impatto ambientale – Impianto a tecnologia integrata per il trattamento dei rifiuti della Provincia di Trento – Ischia Podetti”*, progettato dalla Società Industriale Trentina e redatto dall’Istituto di Ingegneria Civile e Ambientale dell’Università di Trento (d’ora in poi indicato come SIA) nonché della valutazione del rischio espressa nel documento *“Impianto di termovalorizzazione di rifiuti di Trento: Caratterizzazione delle presenze di inquinanti tossici in traccia nell’area di insediamento ed analisi del rischio per la salute”*, redatto dal Politecnico di Milano – Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture viarie, Rilevamento (DIAR) dell’aprile 2003, ed elaborato dal Prof. Stefano Cernuschi, Prof. Michele Giugliano, Ing. Paola Mattaini, Ing. Ruggero Tardivo.

1. Alcune questioni sugli effluenti degli impianti di incenerimento

Tra le problematiche connesse con l'esercizio di impianti di incenerimento di rifiuti, per quanto concerne le emissioni, le caratteristiche eterogenee delle matrici (rifiuti) combustibili sono tali che i processi di combustione generano numerose sostanze pericolose trascinate con i fumi che solo in parte possono essere "ottimizzate" (ridotte) dalla cura posta nella gestione dei principali parametri di combustione (modalità di immissione delle matrici nella caldaia, tempi di residenza a contatto con la fiamma, modalità di invio dell'aria comburente, controllo e intervento sulle temperature dei fumi nelle diverse sezioni dell'impianto, modalità del recupero del calore per la produzione di energia, esistenza e gestione del postcombustore, etc) e dall'efficacia della captazione delle sostanze tossiche contenute nei fumi dai sistemi di abbattimento prima dell'emissione nell'atmosfera.

Non va taciuto che i sistemi di abbattimento operano una traslazione dei tossici dalla fase aeriforme ad una solida e/o liquida, in altri termini una maggiore efficacia nella captazione dei tossici ha come contraltare una maggiore produzione ed una maggiore tossicità dei residui solidi.

La peculiarità degli impianti di incenerimento è connessa alla eterogeneità del "combustibile"/rifiuto utilizzato (solo in parte riducibile con l'alimentazione di rifiuti selezionati e/o del cosiddetto CDR) e sono tali che, nella caldaia, si vengono a creare delle condizioni per le quali sono originate innumerevoli – e incontrollabili – reazioni chimiche dai risultati altrettanto innumerevoli e solo in parte prevedibili.

Sono stati censiti oltre 250 "individui" chimici in impianti di incenerimento per rifiuti solidi urbani¹, mentre gli inquinanti oggetto di obbligo di monitoraggio in continuo o periodico sono circa 20 (v. Tabella 1).

¹ Jay K. and Stieglitz L. (1995). *Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants*. Chemosphere 30 (7):1249-1260.

TABELLA 1 SOSTANZE ORGANICHE IDENTIFICATE NELLE EMISSIONI DI INCENERITORI DI RIFIUTI URBANI

pentane	propylcyclohexane	ethanol-1-(2-butoxyethoxy)	1-methyl-2-phenylmethylbenzene
trichlorofluoromethane	dimethyloctane	4-chlorophenol	benzoic acid phenyl ester
acetonitrile	pentanecarboxylic acid	benzothiazole	2,3,4,6-tetrachlorophenol
acetone	propyl benzene	benzoic acid	tetrachlorobenzofurane
iodomethane	benzaldehyde	octanoic acid	fluorene
dichloromethane	5-methyl-2-furane carboxaldehyde	2-bromo-4-chlorophenol	phthalic ester
2-methyl-2-propanol	1-ethyl-2-methylbenzene	1,2,5-trichlorobenzene	dodecanecarboxylic acid
2-methylpentane	1,3,5-trimethylbenzene	dodecane	3,3'-dimethylbiphenyl
chloroform	trimethylbenzene	bromochlorophenol	3,4'-dimethylbiphenyl
ethyl acetate	benzonitrile	2,4-dichloro-6-methylphenol	hexadecane
2,2-dimethyl-3-pentanol	methylpropylcyclohexane	dichloromethylphenol	benzophenone
cyclohexane	2-chlorophenol	hydroxybenzonitrile	tridecanoic acid
benzene	1,2,4-trimethylbenzene	tetrachlorobenzene	hexachlorobenzene
2-methylhexane	phenol	methylbenzoic acid	heptadecane
3-methylhexane	1,3-dichlorobenzene	trichlorophenol	fluorenone
1,3-dimethylcyclopentane	1,4-dichlorobenzene	2-(hydroxymethyl)benzoic acid	dibenzothiophene
1,2-dimethylcyclopentane	decane	2-ethylnaphthalene-1,2,3,4-tetrahydro	pentachlorophenol
trichloroethene	hexanecarboxylic acid	2,4,6-trichlorophenol	sulphonic acid m.w.224
heptane	1-ethyl-4-methylbenzene	4-ethylacetophenone	phenanthrene
methylcyclohexane	2-methylisopropylbenzene	2,3,5-trichlorophenol	tetradecanecarboxylic acid
ethylcyclopentane	benzyl alcohol	4-chlorobenzoic acid	octadecane
2-hexanone	trimethylbenzene	2,3,4-trichlorophenol	phthelic ester
toluene	1-methyl-3-propylbenzene	1,2,3,5-tetrachlorobenzene	tetradecanoic acid isopropyl ester
1,2-dimethylcyclohexane	2-ethyl-1,4-dimethylbenzene	1,1'biphenyl (2-ethenyl-naphthalene)	caffeine
2-methylpropyl acetate	2-methylbenzaldehyde	3,4,5-trichlorophenol	12-methyltetradecacarboxylic acid
3-methyleneheptane	1-methyl-2-propylbenzene	chlorobenzoic acid	pentadecacarboxylic acid
paraldehyde	methyl decane	2-hydroxy-3,5-dichlorobenzaldehyde	methylphenanthrene
octane	4-methylbenzaldehyde	2-methylbiphenyl	nonedecane
tetrachloroethylene	1-ethyl-3,5-dimethylbenzene	2-nitrostyrene(2-nitroethenylbenzene)	9-hexadecene carboxylic acid
butanoic acid ethyl ester	1-methyl-(1-pro-penyl)benzene	decanecarboxylic acid	anthraquinone
butyl acetate	bromochlorobenzene	hydroxymethoxybenzaldehyde	dibutylphthalate
ethylcyclohexane	4-methylphenol	hydroxychloroacetophenone	hexadecanoic acid
2-methyloctane	benzoic acid methyl ester	ethylbenzoic acid	eicosane
dimethyldioxane	2-chloro-6-methylphenol	2,6-dichloro-4-nitrophenol	methylhexadecanoic acid
2-furanecarboxaldehyde	ethyldimethylbenzene	sulphonic acid	fluoroanthene
chlorobenzene	undecane	m.w.192	pentachlorobiphenyl
methyl hexanol	heptanecarboxylic acid	4-bromo-2,5-dichlorophenol	heptadecanecarboxylic acid
trimethylcyclohexane	1-(chloromethyl)-4-methylbenzene	2-ethylbiphenyl	octadecadienal
ethyl	1,3-diethylbenzene	bromodichlorophenol	pentachlorobiphenyl
benzene	1,2,3-trichlorobenzene	1(3H)-isobenzofuranone-5-methyl	aliphatic amide
formic acid	4-methylbenzyl	dimethylphthalate	octadecanecarboxylic acid
xylene	alcohol	2,6-di-tertiary-butyl-p-benzoquinone	hexadecane amide
acetic acid	ethylhexanoic acid	3,4,6-trichloro-1-methyl-phenol	docosane
aliphatic carbonyl	ethyl benzaldehyde	2-tertiary-butyl-4-methoxyphenol	hexachlorobiphenyl
ethylmethylcyclohexane	2,4-dichlorophenol	2,2'-dimethylbiphenyl	benzylbutylphthalate
2-heptanone	1,2,4-trichlorobenzene	2,3'-dimethylbiphenyl	aliphatic amide
2-butoxyethanol	naphthalene	pentachlorobenzene	diisooctylphthalate
nonane	cyclopentasiloxanecademethyl	bibenzyl	hexadecanoic acid hexadecyl ester
isopropyl benzene	methyl acetophenone	2,4'-dimethylbiphenyl	cholesterol.

Fonte: Jay K.and Stieglitz L.(1995).*Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. Chemosphere 30 (7):1249-1260.*

Un ulteriore aspetto da considerare nella valutazione delle emissioni di un impianto di incenerimento (come in altri impianti di combustione) sono i cosiddetti “*transitori*”, cioè le fasi di avvio e/o di spegnimento o quelle in cui – per diversi motivi – si verificano condizioni anomale (condizioni frequenti negli inceneritori di rifiuti). In queste condizioni le emissioni possono modificarsi in modo considerevole, a partire – per fare un esempio – dalle situazioni “*favorevoli*” alla formazione di precursori cloroorganici in grado di incrementare la formazione delle sostanze a maggiore pericolosità (PCDD/PCDF, PCB, PCDB, etc).

La normativa sui limiti alle emissioni è sostanzialmente fondata su valori medi su dati periodi temporali (giornalieri, orari, annuali) tali da “*nascondere*” il verificarsi di situazioni che comportano elevate emissioni per periodi di tempo “*limitati*” (la stessa normativa permette il superamento dei limiti medi indicando la massima escursione permessa e il tempo massimo in cui può verificarsi, senza comportare l’attivazione di limitazioni – o la fermata – al funzionamento dell’impianto).

Questo aspetto è importante, ai fini dell’impatto ambientale e sanitario, in quanto l’esposizione reale delle popolazioni a rischio può variare nel tempo ovvero le persone possono essere esposte a “*picchi*” di esposizione che hanno, a seconda della sostanza, significatività sugli effetti sulla salute pubblica.

Un altro aspetto fondamentale per valutare l’impatto sanitario delle emissioni è costituito dalla grandezza del particolato. E’ immediatamente comprensibile che minori sono le dimensioni delle polveri più esse hanno probabilità di sfuggire ai sistemi di abbattimento e di essere emesse nell’atmosfera, costituendo una particolare – e grave – fonte di esposizione per l’uomo in quanto, una volta inspirati si installano nelle zone più profonde dei bronchi, a diretto contatto con i sistemi di scambio dell’ossigeno col sangue (in particolare hanno tale proprietà le polveri di dimensioni inferiori a 10 micron, e ancor più quelle inferiori a 2,5 micron, le PM2,5 per le quali è in fase di emanazione una nuova normativa europea).

Tabella 2a. Distribuzione dei metalli pesanti in funzione della granulometria del particolato volatile in sospensione nei fumi (valori in microgr/Nmc)

Granulometria	Cadmio	Zinco	Piombo	Antimonio	Cromo	Arsenico
> 10,50 micron	0,41- 4,0	31,2-372,0	25,5-136,0	0,31-0,36	9,6	1,00
< 0,56 micron	6,13-23,0	321,0-967,0	315,0-392,0	2,26-4,50	1,7	0,18

Tabella 2b. Distribuzione percentuale dei metalli pesanti in funzione della granulometria del particolato totale sospeso - PTS (valori in microgr/Nmc)

Granulometria	Cadmio	Zinco	Piombo	Antimonio
> 10,50 micron	3,8-8,4 %	4,9 - 16 %	4,1 - 13,5 %	3,3 - 6,1 %
< 0,56 micron	47,0-56,8 %	42,1-51,30 %	38,9 - 51,1 %	38,2-47,8 %

Fonti delle ultime due tabelle: A.Donati, M. Gallorini, L.Morselli "I metalli pesanti nel ciclo dell'incenerimento dei RSU" in *L'incenerimento dei rifiuti*, Atti del Convegno Nazionale, Bologna 16-17/3/1995, Maggioli Editore, 1996, p. 312.

Oltre alle caratteristiche delle emissioni, come accennato, l'altro importante impatto è costituito dai residui solidi dei processi di combustione. Si tratta di residui – contrariamente al parere e alle pressioni dei fautori dell'incenerimento – a diverso grado di tossicità (le ceneri leggere ed i residui dei sistemi di abbattimento sono classificati come tossico-nocivi), in ogni caso non “*inerti*” e che necessitano di apposite discariche per il loro smaltimento.

A tale proposito si evidenzia che nel progetto è prevista la realizzazione di un impianto di “*inertizzazione*” (v. p. II.44 dello SIA) delle polveri (e delle ceneri leggere?) mediante la loro miscelazione e inglobamento in una matrice costituita da cemento, silicati ed acqua.

Va precisato che con il termine di “*inertizzazione*” non si intende una modificazione fisico-chimica delle sostanze tossiche contenute in questi residui (metalli pesanti e sostanze cloroorganiche) ottenibile con processi assai più complessi come la vitrificazione, bensì un processo atto – presumibilmente – a ridurre la cessione delle sostanze mediante i test previsti dalle normative affinché il rifiuto possa essere “*accettato*” anche in una discarica per rifiuti non pericolosi. In altri termini **non** si tratta di un processo finalizzato a garantire nel tempo l'assenza di rilascio di sostanze pericolose.

Peraltro, il processo di trattamento prescelto, oltre a dover essere gestito correttamente in termini di rapporti tra i diversi componenti la miscela e i residui (non indicati nello SIA), è condizionato – come risultato – dal tempo di maturazione del “*prodotto*” risultante, su cui nulla si dice se non che avverrà in discarica (p. II.45) mentre a p. IV.121 dello SIA si afferma invece che il composto subirà la maturazione presso l'impianto.

Comunque sia – inertizzati o meno – rimane la problematica della cessione nel tempo dai residui – o dai manufatti realizzati con questi – in particolare di alcuni metalli pesanti (come il Cromo) che sono in grado di “*muoversi*” nella matrice in cui sono stati inglobati, e di venire poi dilavati vuoi dal percolato della discarica, con i

relativi rischi di inquinamento delle falde sotterranee, vuoi dai manufatti con la contaminazione dell'ambiente, compreso quello di vita (in caso di forme di "recupero" di tali matrici).

Va infatti evidenziato che in particolare i residui dai sistemi di abbattimento contengono i metalli sottoforma di sali (di sodio, di potassio, di calcio, ammoniacali, cloruri, solfati, solfuri) con elevata solubilità in acqua.

Si rammenta da ultimo che anche la Convenzione di Aarhus, evidenzia che "Va inoltre tenuta in considerazione la destinazione delle polveri raccolte da una migliore depurazione dei gas. Infatti, il vantaggio di una minore emissione nell'atmosfera di polveri e fumi di processo sarà sminuito da un impatto ambientale negativo derivante da un'errata gestione dei suddetti rifiuti".

Studi sul contenuto di microinquinanti cloroorganici, e in particolare PCDD e PCDF, nei residui solidi degli inceneritori sono limitati, nello SIA vengono riportati dei dati a tale proposito nonché sul contenuto in metalli pesanti (v. Tabella IV.4.1.1., p. IV.117).

Nella tabella 3 si riportano dei range di concentrazione relativi ad analisi di diversi inceneritori europei per rifiuti urbani e alle diverse tipologie di residui, con valori superiori rispetto a quelli indicati nella Tabella IV.4.1.2. (p. IV.117 dello SIA).

Tabella 3. Concentrazione di PCDD-PCDF nei residui solidi da impianti europei di incenerimento di rifiuti solidi urbani

<i>Sostanza</i>	<i>Scorie pesanti</i>	<i>Ceneri leggere</i>	<i>Residui da sistemi abbattimento fumi</i>
PCDD/PCDF TEQ (1)	4-25 nanog/kg	100-1.000 nanog/kg	100-10.000 nanog/kg
PCDD/PCDF TEQ (2)	15-300 nanog/kg	n.r.	680-4.500 nanog/kg
PCDD/PCDF TEQ (3)	1,5 microg/tonn di RSU inceneriti	15 microg/tonn di RSU inceneriti	

Fonti:

- 1) Agenzia Europea per l'Ambiente "Dangerous Substances in Waste", elaborazione di J. Schimd, A. Eisler, R. Strobel, ABAG_Itm, M. Crowe, 2000, p. 29.
- 2) Commissione Europea "Releases of Dioxins and Furans to Land and Water in Europe- Final Report", settembre 1999.
- 3) UNITED NATIONSENVIRONMENT PROGRAMME "Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases", gennaio 2001.

Non va inoltre taciuto che problematiche si possono avere anche per quanto concerne la gestione degli scarichi; il progetto dell'inceneritore di Trento prevede infatti :

- a) sistema di spegnimento delle scorie in bagno d'acqua (v. p. II.38);
- b) è previsto – nel “*treno*” del sistema di abbattimento fumi – una torre di lavaggio ad umido con produzione di acque contaminate da microinquinanti che verranno, in un modo o in un altro, sversate nell'ambiente. E' tutto da dimostrare che l'impianto di depurazione previsto (di tipo chimico-fisico) sia in grado, per questi contaminanti, di fare molto di più di una semplice diluizione con acque di provenienza di altre parti dell'impianto a bassa contaminazione.

Negli scarichi provenienti da sistemi di abbattimento ad umido sono stati rilevati da alcuni a 200 nanog/litro di PCDD/F² mentre la Direttiva 76/2000 sull'incenerimento dei rifiuti, non ancora recepita nella normativa nazionale, prevede (Allegato IV) limiti allo scarico degli impianti di incenerimento di rifiuti per i metalli pesanti e per le Diossine (0,3 nanog/l TEQ).

Nello SIA questa problematica non viene trattata, in quanto ci si limita a riportare i limiti del DLgs 152/99 in acque superficiali (fiume Adige – v. p. IV.112), limiti tra i quali non figurano neppure le diossine (oltre al Tallio) e i limiti per alcuni metalli pesanti (Arsenico, Piombo, Nichel) sono superiori a quelli previsti dalla direttiva sull'incenerimento sopra ricordata.

2. L'analisi di rischio sviluppata dal Politecnico di Milano

L'analisi di rischio (Risk Assessment) si occupa della identificazione del rischio, della dose-risposta, dei livelli di esposizione e della caratterizzazione del rischio.

Sinteticamente si rammenta che si definisce rischio come la probabilità che un determinato pericolo (ad esempio connesso con proprietà tossiche di un agente cui si può essere esposti) si avveri in un danno (una patologia connessa all'esposizione ad un agente tossico).

Il pericolo (nel nostro caso verrà presa in esame la tossicità di alcune sostanze emesse dall'inceneritore) in una analisi di rischio va correlato con l'esposizione che può avvenire tramite diverse vie; verranno prese in considerazione l'ingestione e l'inalazione tramite la catena alimentare e matrici ambientali.

In ambito normativo l'analisi di rischio ha assunto un valore specifico nell'ambito della caratterizzazione di siti inquinati ai fini della bonifica e/o della messa in sicurezza del sito. Nel DM 471/99 l'analisi di rischio viene indicata come una metodologia consistente *"nella previsione dei modi e dei tempi in cui l'inquinamento presente nel sito potrà raggiungere la popolazione e le componenti ambientali dell'area interessata"* individuando i ricettori che possono essere raggiunti

² V. UNEP Chemicals, “*Dioxin and Furan Toolkit*”, gennaio 2001., p. 35.

dalla contaminazione, i percorsi di migrazione delle sostanze, le vie di esposizione presenti.

Nello studio sviluppato dal Politecnico di Milano³ vengono richiamate le basi metodologiche relative alla stima del destino ambientale delle diverse sostanze fino all'uomo attraverso le diverse matrici cui questo è esposto (calcolo della dose di esposizione) nonché le differenti modalità di "pesatura" del rischio (per sostanze cancerogene e non cancerogene) rappresentate dal rapporto tra dose calcolata e dose "accettabile" (ovvero ritenuta senza effetti avversi) sia essa la "dose di riferimento" per le sostanze non cancerogene o lo "slope factor" per quelle cancerogene.

In entrambi i casi le diverse metodologie proposte – una volta definita la concentrazione della o delle sostanze nell'ambiente e la dose che può giungere complessivamente al ricettore mediante le diverse matrici – si fondano sull'ipotesi della esistenza di una relazione dose-risposta ovvero di una relazione tra la dose ricevuta e l'incidenza di un effetto negativo sulla salute di una popolazione esposta.

Occorre pertanto tener conto dell'intensità dell'esposizione, della durata dell'esposizione nel corso della vita media di un individuo e di altre variabili che possono condizionare la risposta, come il sesso, l'età, lo stile di vita etc (e, quindi, conoscere non solo il numero di persone residenti ma le loro caratteristiche sociali e sanitarie).

Ciò nei fatti non è stato fatto né in questo studio né in altri analoghi certamente per la difficoltà di ricostruire e correlare dati così complessi; questo comunque è uno dei fattori di incertezza connessi a tali studi.

In particolare la valutazione dose-risposta è basata di norma sulla estrapolazione da alte a basse dosi e da dati sperimentali sugli animali all'uomo, e sono tutt'ora fonte di discussione scientifica.

Per le sostanze non cancerogene – come già detto – sono utilizzati delle concentrazioni di riferimento (RfD) riferite a un peso corporeo di 70 kg e – nel caso di esposizione per via aerea – a un tasso di inalazione di aria di 20 mc/giorno⁴, basati sulla sperimentazione animale con fattori di estrapolazione all'uomo con fattori di sicurezza da 10 a 100 a seconda della sostanza.

Per le sostanze cancerogene vi è il problema della incertezza della reale definizione di una curva dose-risposta reale ovvero della esistenza di una "soglia" al di sotto della quale si possono escludere effetti (probabilità incrementali) oncogeni.

Sulla base di dati sperimentali sugli animali la US EPA ha proposto degli "Slope factor" (SF) che rappresentano il fattore ("potenza") cancerogeno di una sostanza, valutato dalla pendenza della curva dose-risposta estrapolata per valori molto bassi della concentrazione – dose – di esposizione (espressi come milligrammi per chilo di peso corporeo al giorno).

³ "Impianto di termovalorizzazione di rifiuti di Trento : Caratterizzazione delle presenze di inquinanti tossici in traccia nell'area di insediamento ed analisi del rischio per la salute", redatto dal Politecnico di Milano – Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture viarie, Rilevamento (DIAR) dell'aprile 2003,

⁴ Nel nostro caso è stato assunto un valore di 15,4 mc/giorno per le persone adulte.

I punti critici di una tale procedura sono costituiti dalla definizione delle “*dosi accettabili*” (scientificamente un controsenso per le sostanze cancerogene) e dai modelli di trasporto-destino al recettore di un contaminante in quanto le variabili sono molteplici e occorre necessariamente procedere per approssimazioni soprattutto – come nel nostro caso – non si dispongono di dati ambientali e territoriali completi.

Per quanto riguarda le “*dosi accettabili*” nel caso degli inquinanti più dibattuti (nel senso su cui si registrano i maggiori contrasti), le diossine e i furani (PCDD/F), va notato inoltre che la emivita della diossina nei tessuti dei roditori è da 10 a 30 giorni, mentre è da 5,8 a 11,3 anni nei tessuti umani. La diossina a seguito di esposizioni croniche a basse dosi finisce perciò per accumularsi nei tessuti umani a un tasso superiore che negli animali sperimentali. Per tale ragione è più che plausibile che nell’uomo si verifichino effetti a lungo termine della diossina dopo esposizioni prolungate a concentrazioni più basse di quelle necessarie per indurre effetti analoghi nei roditori⁵, e non è detto che questo emerga, sotto il profilo epidemiologico, dal mutare dell’incidenza di tumori in specifiche sedi.

Inoltre la molteplicità degli organi bersaglio da parte di molti cancerogeni ha una solida conferma sperimentale. L’evidenza epidemiologica di cancerogenicità della diossina si basa sull’aumento di incidenza e mortalità per tumori in alcuni organi, ma soprattutto su un aumento di incidenza e mortalità per tutti i tumori. Questo aumento generalizzato è ben osservabile nella progressione dell’andamento di incidenza e mortalità per tumore osservato nella coorte di Seveso con il passare degli anni dal tempo del crimine industriale della ICMESA⁶.

Mentre nelle rilevazioni fatte fino a dieci anni dall’incidente di Seveso si osservavano aumenti di incidenza/mortalità per alcune sedi e non per altre, con il risultato che nel suo insieme la mortalità per tutte le sedi non era diversa dall’attesa (l’aumento in alcune sedi era cioè bilanciato da un casuale deficit in altre come può accadere normalmente), un aumento significativo della mortalità per tutti i tumori è stato osservato nei maschi 15 anni dopo l’incidente, il che sta a significare che possibili deficit in alcune sedi non sono più sufficienti per diluire l’evidenza di un effetto cancerogeno della diossina e per metterla quindi in dubbio.

Nei maschi l’aumento della mortalità riguarda i tumori del polmone, del retto, i linfomi di Hodgkin, i linfomi non-Hodgkin, la leucemia mieloide e il mieloma multiplo. Aumenti statisticamente non significativi sono stati registrati anche per i tumori dello stomaco, del colon e del rene. Nelle femmine, mentre non appare aumentata la mortalità per tutti i tumori, è aumentata in maniera significativa la mortalità per tumori del sistema emolinfopoietico (in particolare il linfoma non

⁵ 10th Report on Carcinogens. National Toxicology program, N.I.E.H.S., Research Triangle Park, North Carolina, 2002.

⁶ V. Bertazzi, P.A., Zocchetti, C., Pesatori, A.C., Guercitena, S., Sanarico, M., Radic, L. Ten-year mortality study of the population involved in the Seveso incident in 1976. *Am.J. Epidemiol.*, 1989, 129: 1187-1200; Bertazzi, P.A., Pesatori, A.C., Consonni, D., Tironi, A., Landi, M.T., Zocchetti, C. Cancer incidence in a population accidentally exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxin. *Epidemiology*, 1993, 4:398-406; Bertazzi P, A. Zocchetti C. Guercitena S., Consonni, D., Tironi, A., Landi, M., Pesatori, A.C. Dioxin exposure and cancer risk: a 15-year mortality study after the “Seveso accident”. *Epidemiology*, 1997, 8:646-652.

Hodgkin, il mieloma multiplo e la leucemia mieloide). Uno studio più recente ha messo in evidenza un aumento di incidenza statisticamente significativo di tumore mammario in donne delle zone A e B di Seveso che avevano un'età inferiore ai 40 anni al tempo dell'incidente. L'aumento che, malgrado i piccoli numeri, depone per un effetto dose risposta, ha cominciato a rendersi manifesto a distanza di 15-20 anni dall'incidente ed è presumibile che diventi più cospicuo nei prossimi anni.

Un aumento statisticamente significativo di sarcomi dei tessuti molli è stato inoltre osservato fra i residenti nel raggio di 2 km da un inceneritore di residui industriali ed esposti presumibilmente a diossina⁷ nonché in altri casi analoghi⁸.

Questo approccio di risk assesment presenta le principali incertezze su diversi parametri da considerare.

In merito alla stima delle emissioni e alla diffusione dei contaminanti :

- transitori e frequenza ;
- granulometria delle polveri e fenomeni di arricchimento delle stesse da inquinanti;
- modelli di diffusione;
- variabilità dell'emissione e delle condizioni meteorologiche;
- quantità e qualità dei residui solidi e loro possibilità di rilascio nell'ambiente.

In merito alla stima dell'esposizione e del rischio sanitario:

- calcolo esposizione da diverse vie (completezza delle matrici considerate);
- definizione di una relazione dose risposta (*Dose di Riferimento* – RfD – per sostanze non cancerogene con assenza di effetti - *Potenza cancerogena* – rischio di cancro – connessa all'esposizione giornaliera per l'intera vita ad una dose unitaria nell'ipotesi della linearità della curva dose-rischio);
- parametri di esposizione;
- metodologia applicativa del calcolo dell'esposizione;
- considerazione della additività dell'esposizione e non considerazione dell'effetto sinergico;
- definizione del livello di incremento rispetto al rischio presente (definizione del livello di “*fondo*”) senza la fonte indagata;
- definizione di una soglia di accettabilità/tollerabilità del rischio (es probabilità di neoplasie aggiuntive pari a $1 * 10^{-5}$ o a $1 * 10^{-6}$) ovvero della definizione di una “*Dose Tollerabile*” per sostanze come le PCDD/PCDF.

⁷ Costani, G., Rabitti, P., Mambrini, A., Bai, E., and Berrino, F. *Soft tissue sarcomas in the general population living near a chemical plant in northern Italy*. Tumori, 2000, 86:381-383; Comba, P., Ascoli, V., Belli, S., Benedetti, M., Gatti, L., Ricci, P., Tieghi, A. *Risk of soft tissue sarcomas and residence in the neighbourhood of an incinerator of industrial wastes*. Occup. Environ. Med. 2002 in press.

⁸ Esempio v. Viel J.-F., Arveux P., Baverel J. and Cahn J.-Y., 2000. *Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels*. Am.J.Epidem. 152:13-19.

Per quanto concerne i cancerogeni – come ulteriore margine di incertezza oltre quelli già ricordati connessi con le metodologie correnti di *risk assessment* – si ricorda che:

- a) sono stati considerati “*solo*” due cancerogeni (PCDD/F e Cadmio) tra i numerosi presenti nelle emissioni degli impianti di incenerimento (ad es. Arsenico, Cromo esavalente, PCB, Benzene, Fuliggini, Nichel, Benzoantracene, Benzopirene, Berillio, Dibenzantracene; Benzofluorantrene, Bifenili polibromurati, Clorofenoli, Dibenzopirene, Esaclorobenzene, Piombo e composti);
- b) le stime di esposizione e di rischio sono state svolte su parametri relativi a persone adulte ovvero non è stata considerata la particolare sensibilità a tali tossici da parte degli individui più giovani (neonati e bambini) aldilà di citarne l’esistenza tra i parametri riportati nella Tabella 2.7, p. 43 dello Studio del Politecnico di Milano;
- c) infine che “*Diversi argomenti, quali la protezione dei diritti individuali, l’equità della distribuzione dei rischi e dei benefici, la prudenza nel considerare l’incertezza, i limiti delle conoscenze, in alcune fasi della metodologia, la percezione pubblica del rischio, sono tutti termini che – peraltro legittimamente – entrano a far parte del processo di gestione del rischio (“risk assessment”) e che non sono portati ad essere rappresentati numericamente*”⁹.

Quest’ultima considerazione, in linea di massima condivisibile, pur avendo come autori alcuni degli estensori dello studio di valutazione del rischio sull’inceneritore di Trento, non viene richiamata dagli stessi.

Ancora in merito al *margine di incertezza sulle dosi limite di riferimento*, per rimanere alle diossine (e dei policlorobifenili, PCB, presenti nelle emissioni degli impianti di incenerimento ma fin qui non considerati) va evidenziato che vi è una sorta di “*rincorsa*” tuttora in atto tra conoscenze tossicologiche sempre più approfondite (in merito ai rischi neoplastici e non neoplastici) che tendono a mettere in discussione “*dosi/soglie tollerabili*” su cui, in precedenza, sono stati definiti limiti negli effluenti (siano essi in atmosfera, in acqua e/o nel suolo).

Rappresentativa di tale tendenza è la recente comunicazione dell’Unione Europea¹⁰ che esordisce con la seguente considerazione :

“Lungo la catena trofica si osservano fenomeni di bioaccumulo da ricondurre al rilascio di queste sostanze provenienti da discariche, suoli inquinati o sedimenti. La netta diminuzione dei cosiddetti ‘livelli di base’ nell’ambiente, osservata nell’arco degli ultimi 20 anni, si ripeterà difficilmente nei decenni futuri.” per poi evidenziare,

⁹ “S.I.A. di un inceneritore di rifiuti” AAVV, in Valutazione di impatto ambientale, Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento, Politecnico di Milano-CIPA editore 2001

¹⁰ V. COMUNICAZIONE DELLA COMMISSIONE AL CONSIGLIO, AL PARLAMENTO EUROPEO E AL COMITATO ECONOMICO E SOCIALE. Strategia comunitaria sulle diossine, i furani e i bifenili policlorurati (2001/C 322/02).

sotto il profilo tossicologico, che **“Sembra che le caratteristiche tossiche delle sostanze siano state sottovalutate: recenti dati epidemiologici, tossicologici e sui meccanismi biochimici riferiti in particolare agli effetti sullo sviluppo cerebrale, sulla riproduzione e sul sistema endocrino hanno dimostrato che gli effetti delle diossine e di alcuni PCB sulla salute sono molto più gravi di quanto precedentemente supposto, anche a dosi estremamente ridotte. Il fenomeno colpisce in particolare i gruppi umani più vulnerabili, quali i lattanti e i feti, che in generale sono esposti direttamente al carico corporeo accumulato dalla madre”**.

Per quanto concerne le **“dosi tollerabili”** sempre in questa comunicazione della Commissione UE si afferma che: **“L'esposizione a diossine e a PCB diossino-simili supera la dose tollerabile settimanale (TWI o Tolerable Weekly Intake) e la dose tollerabile giornaliera (TDI o Tolerable Daily Intake) in una parte considerevole della popolazione europea. Il comitato ha stabilito un valore cumulativo per la dose tollerabile settimanale di diossine e PCB diossino-simili pari a 14 picogrammi (pg) di equivalente tossico (WHO-TEQ) per chilogrammo di peso corporeo.(...) esso coincide anche con il valore minimo della gamma di TDI pari a 1-4 pg WHO-TEQ/kg di peso corporeo, definito dall'Organizzazione mondiale della sanità (OMS) in una riunione del 1998. Dati più recenti e rappresentativi sull'assunzione giornaliera indicano che i valori medi di diossine e PCB diossino-simili assunti con la dieta alimentare nell'Unione europea sono compresi tra 1,2 e 3 pg/kg di peso corporeo/giorno, il che significa che una notevole parte della popolazione europea si troverebbe ancora al di sopra del limite della dose tollerabile giornaliera e settimanale.”** (Il neretto è nostro, ndr).

Infine viene ancora evidenziato – alla luce delle più recenti evidenze scientifiche – che **“Sebbene gli effetti cancerogeni sugli esseri umani prodotti dalla diossina siano già noti, le patologie tumorali non sono comunque considerate come l'effetto critico per la derivazione e determinazione dei valori tollerabili di assunzione (Tolerable Intake TI) A tale scopo sono ritenute critiche le alterazioni del comportamento per effetti neurobiologici, le endometriosi e l'immunosoppressione. I PCB sono classificati come sostanze probabilmente cancerogene per i soggetti umani e notoriamente producono numerosi e svariati effetti avversi negli animali, tra cui tossicità per il sistema riproduttivo, immunotossicità e cancerogenicità.”**, aspetti su cui gli studi sono tutt'ora in corso in quanto, secondo, l'Istituto Superiore di Sanità **“Diversi fattori contribuiscono alla importanza attribuita ai DE (Distruttori Endocrini, ndr, tra cui i PCDD/F e i PCB):**

- a) **la insufficienza degli approcci tossicologici disponibili per una caratterizzazione adeguata dei rischi (...);**
- b) **la possibile esposizione combinata a diverse classi di DE attraverso l'ambiente e gli alimenti, che non consente di escludere effetti additivi o sinergici;**
- c) **la potenziale correlazione, suggerita da studi epidemiologici, fra esposizione ambientale e/o lavorativa a DE e patologie umane, tra cui infertilità maschile, abortività precoce, patologie uterine, (...) malformazioni dell'apparato**

*riproduttivo, (...) aumentata suscettibilità ai tumori del testicolo e di altri tessuti bersaglio (...) e ritardi dello sviluppo infantile ...”.*¹¹

In altri termini viene aperta una nuova direzione di studio di aspetti tossicologici fin qui perlomeno sottovalutati e non considerati in studi di valutazione del rischio come quello del Politecnico di Milano sull’inceneritore che ci occupa.

3. L’analisi di rischio elaborata dal Politecnico di Milano

Fermo quanto fin qui detto in merito alla “*validità*” o meglio alle incertezze incluse nel metodo di valutazione del rischio utilizzato nello studio del Politecnico di Milano sul progetto di inceneritore di Ischia Podetti, come di altri impianti simili, si intende qui evidenziare delle incongruenze della suddetta valutazione a partire dai dati di input utilizzati nel caso in esame.

Nello studio del Politecnico di Milano si riporta (v. Tabella 2.1, p. 40) il “*quadro emissivo di riferimento utilizzato nella valutazione del rischio*” corrispondente alle concentrazioni all’emissione indicate nello SIA (cfr. Tabella 1.2.2.7.4, p. IV.31). Si tratta di emissioni inferiori a quelle massime imposte dalla vigente normativa sugli impianti di incenerimento che, presumibilmente, saranno quelle contenute nell’atto autorizzativo e che il proponente dell’impianto indica come limiti assunti dallo SIA (v. Tabella II.3.2.4.1, p. II.36 dello SIA) “*garantiti al collaudo*”¹².

Gli estensori della valutazione del rischio, dopo questo richiamo derivato dallo SIA, presentano le tabelle: 2.2 “*Concentrazioni massime e medie in atmosfera a livello del suolo utilizzate nella valutazione del rischio*”; 2.3 “*Depositi massimi e medi al suolo utilizzati nella valutazione del rischio*”; 2.5 “*Concentrazioni stimate degli inquinanti nel suolo*”, valori che sono alla base della applicazione delle formule di calcolo per la definizione della dose di esposizione per i diversi inquinanti considerati e, conseguentemente, in relazione ai parametri di tossicità adottati dagli estensori, alla stima del rischio per la popolazione, di cancerogeno e non .

In particolare la tabella 2.2 definisce la concentrazione in atmosfera del singolo inquinante emesso dall’impianto. Questi valori riportati, per i contaminanti considerati nella valutazione del rischio (PCDD/F, Cadmio, Piombo, Mercurio), sono di provenienza ignota e non illustrata nel documento del Politecnico di Milano.

Appare peraltro non documentata l’affermazione che “*Nell’interpretare i valori stimati va ulteriormente considerato anche l’approccio cautelativo del complesso*

¹¹ Vedi il sito web dell’Istituto Superiore di Sanità : <http://www.iss.it/sitp/dist.html>.

¹² Per inciso si evidenzia che in precedenti studi del Politecnico di Milano a tale proposito si dichiara che “*Per ragioni di cautela, le emissioni sono assunte sempre attestata sul valore massimo consentito dall’autorizzazione*” , v. S.I.A. di un inceneritore di rifiuti, di S. Caserini, P. Mattainim M. Grosso in AA.VV “*Valutazione di impatto ambientale. Metodi, Indici, Esempi*”, Dipartimento di Ingegneria Idraulica Ambientale e del Rilevamento, 2001; p. 825; inoltre in “*Valutazione dell’impatto sulla qualità dell’aria di un impianto di termodistruzione di rifiuti nella provincia di Cremona*” – M. Giugliano, S. Cernuschi, S. Caserini, A. Molgora – Politecnico di Milano, maggio 1997, p. 5 ove è riportata la medesima affermazione.

della valutazione, in particolare per ciò che si riferisce al contesto emissivo conservativo adottato nella stima” (p. 47 dello Studio del Politecnico).

Analogamente, nella Figura 2.4 si riportano le distribuzioni medie annue “ottenute dalle simulazioni modellistiche per le PCDD/F”; mentre a quale simulazione modellistica si fa riferimento non è dato sapere, quel che è certo è che non corrisponde a quella utilizzata nello SIA.

Questa differenza emerge confrontando i valori riportati nella Tabella 2.2 dello studio del Politecnico di Milano con quanto riportato nello SIA. Per semplicità si farà riferimento in particolare, tra i 6 scenari ivi descritti, a quello (numero 5) che può essere considerato “intermedio” in funzione dei coefficienti di diluizione medi annui (Tabella IV.1.2.7.6, p. IV.32) e i coefficienti per il calcolo della concentrazione massima oraria (Tabella IV.1.2.7.14, p. IV.37) utilizzati dagli estensori dello SIA per stimare le concentrazioni in atmosfera a livello del suolo a partire da una emissione unitaria (1 g/s di contaminante).

Si segnala che in questa e nelle altre tabelle di confronto SIA/Studio del Politecnico di Milano si riportano i valori dei metalli pesanti (riportati nello SIA) in quanto nel documento del Politecnico si fa riferimento al Piombo che è uno dei dieci metalli di cui vi è l’obbligo di monitoraggio.

Nella Tabella 4 si confrontano le stime di ricaduta (concentrazioni in atmosfera a livello del suolo medie annue e massime orarie) contenute nello SIA e quelle utilizzate dal Politecnico di Milano per la propria valutazione del rischio.

Come è agevole vedere vi sono differenze da 3 a 1 ordine di grandezza inferiori nel caso dei valori utilizzati dal Politecnico di Milano.

Nella realtà la differenza è ancora più consistente in quanto i valori riportati nelle tabelle presentate nello SIA sono riferiti a una sola linea e non alla portata emissiva totale dell’impianto di incenerimento.

A tale proposito è possibile valutare tale differenza complessiva, tra i valori risultanti dalla applicazione di quelli indicati nello SIA rispetto a quelli utilizzato nello studio del Politecnico di Milano, nella Tabella 5, ove, per quanto riguarda i valori dello SIA, gli stessi sono riportati sia come valori per la portata emissiva di entrambe le linee che nei range (sia dei valori medi annui che di quelli massimi orari) degli scenari di minima e massima concentrazione (corrispondenti ai numeri 3 e 6), per far risaltare che i valori utilizzati dal Politecnico di Milano sono inferiori ai valori più bassi riportati nello SIA.

Tabella 4. Confronto tra le concentrazioni in aria a livello del suolo (media e massima) utilizzate nella valutazione del rischio dal Politecnico di Milano e quelle riportate nella stima presentata nello SIA (per una sola delle due linee)

Contaminante	Concentrazione media a livello del suolo secondo il Politecnico (*) microg/mc	Concentrazione media annua nel punto di massimo a livello del suolo secondo il SIA (**) microg/mc	Concentrazione massima a livello del suolo secondo il Politecnico (*) microg/mc	Concentrazione massima oraria su base annua a livello del suolo secondo lo SIA (***) microg/mc
PCDD/F	$9,0 * 10^{-11}$	$5,5 * 10^{-9}$	$5,3 * 10^{-9}$	$3,3 * 10^{-8}$
Cadmio	$7,4 * 10^{-6}$	$1,0 * 10^{-3}$	$9,1 * 10^{-4}$	$6,2 * 10^{-3}$
Mercurio	$3,6 * 10^{-5}$	$2,4 * 10^{-3}$	$2,1 * 10^{-3}$	$1,4 * 10^{-2}$
Metalli pesanti		$2,0 * 10^{-2}$		$1,2 * 10^{-1}$
Piombo	$1,4 * 10^{-4}$		$1,8 * 10^{-2}$	

(*) Politecnico di Milano "Impianto di termovalorizzazione di rifiuti di Trento : Caratterizzazione delle presenze di inquinanti tossici in traccia nell'area di insediamento ed analisi del rischio per la salute", Tabella 2.2; p. 40.

(**) V. SIA; si è preso come confronto i valori risultanti dallo scenario 5 che può essere considerato "medio" rispetto ai coefficienti di diluizione; v. Tabella IV.1.2.7.9, p. IV.34, colonna "limiti SIA". NB i dati sono riferiti alla emissione di una sola linea.

(***) V. SIA; si è preso come confronto i valori risultanti dallo scenario 5 che può essere considerato "medio" rispetto ai coefficienti di diluizione; v. Tabella IV.1.2.7.17, p. IV.38 colonna "limiti SIA". NB i dati sono riferiti alla emissione di una sola linea.

Per facilitare il confronto i valori riportati nel SIA sono stati espressi nella presente tabella in microg/mc anziché in g/mc.

Tabella 5. Concentrazioni e portata delle emissioni di alcuni inquinanti considerati nella valutazione del rischio elaborata dal Politecnico di Milano - DIIAR; confronto tra le concentrazioni in aria a livello del suolo utilizzate nella valutazione del rischio e quelle risultanti dalla stima presentata nello SIA (per entrambe le linee)

Contaminante	Concentrazione all'emissione microg/mc (*)	Portata per ogni linea micogr/s	Valutazioni del Politecnico di Milano - DIIAR		Stime presentate nello Studio di Impatto Ambientale	
			Concentrazione media a livello del suolo (**) microg/mc	Concentrazione massima a livello del suolo (**) microg/mc	Range concentrazione media annua nel punto di massimo (***) microg/mc	Range concentrazione massima oraria su base annua (****) microg/mc
PCDD/F	0,05 nanog/mc	$2,1 * 10^{-3}$	$9,0 * 10^{-11}$	$5,3 * 10^{-9}$	$0,96 - 1,24 * 10^{-8}$	$5,8 - 7,4 * 10^{-8}$
Cadmio	10	$4,2 * 10^{+2}$	$7,4 * 10^{-6}$	$9,1 * 10^{-4}$	$1,79 - 2,23 * 10^{-3}$	$1,11 - 1,39 * 10^{-2}$
Mercurio	20	$8,3 * 10^{+2}$	$3,6 * 10^{-5}$	$2,1 * 10^{-3}$	$4,2 - 5,5 * 10^{-3}$	$2,39 - 3,15 * 10^{-2}$
Metalli pesanti	200	$8,3 * 10^{+3}$			$3,5 - 4,4 * 10^{-2}$	$2,20 - 2,75 * 10^{-1}$
Piombo			$1,4 * 10^{-4}$	$1,8 * 10^{-2}$		

(*) V. SIA, p. IV.31; Politecnico di Milano "Impianto di termovalorizzazione di rifiuti di Trento : Caratterizzazione delle presenze di inquinanti tossici in traccia nell'area di insediamento ed analisi del rischio per la salute" p. 40.

(**) V. tabella 2.2. "Concentrazioni massime e medie in atmosfera a livello del suolo utilizzate nella valutazione del rischio" in Politecnico di Milano "Impianto di termovalorizzazione di rifiuti di Trento : Caratterizzazione delle presenze di inquinanti tossici in traccia nell'area di insediamento ed analisi del rischio per la salute" p. 40.

(***) V. SIA p. IV.33 - 35; per range si intende quello riferito a coefficienti di diluizione (gas e solidi) corrispondenti agli scenari n. 3 e numero 6 (v- SIA tabella IV.1.2.7.6., p. IV.32), con riferimento alla portata di entrambe le linee.

(****) V. SIA p. IV.37 - 39; per range si intende quello riferito a coefficienti di diluizione (gas e solidi) corrispondenti agli scenari n. 3 e numero 6 (v- SIA tabella IV.1.2.7.6., p.IV.32), con riferimento alla portata di entrambe le linee.

Nota: per il mercurio e gli IPA sono stati utilizzati i coefficienti di diluizione riportati nel SIA riferiti ai gas e per il cadmio, per i metalli pesanti sono stati utilizzati i coefficienti di diluizione riportati nello SIA riferiti ai solidi (v. Tabelle IV.1.2.7.6 e IV.1.2.7.14). Nel caso delle PCDD/F come si illustra nel testo sono stati utilizzati valori intermedi.

Ovviamente se i valori della concentrazione in aria degli inquinanti al livello del suolo sono differenti (inferiori) nel caso dei valori utilizzati dal Politecnico di Milano rispetto a quelli presentati nello SIA lo saranno anche i valori di deposito massimo al suolo e nel suolo, utilizzando le medesime formule di calcolo e i medesimi parametri.

Ad esempio, nella Tabella 6 si confrontano i valori di deposito, medio e massimo, secondo le indicazioni del Politecnico di Milano (Tabella 2.3, p. 40) e secondo le valutazioni dello SIA (nel caso dello scenario “*intermedio*” v. p. IV.41 e p. IV.46).

Anche in questo caso è possibile apprezzare la differenza (anche solo considerando la portata di una sola linea dell’inceneritore) tra i valori inferiori utilizzati dal Politecnico e quelli ricavabili dallo SIA¹³.

Per quanto concerne le PCDD/F va segnalato che, pur non essendo esplicitato nello SIA, gli estensori dello stesso hanno stimato le concentrazioni medie annue e massime orarie in atmosfera, utilizzando il coefficiente di diluizione utilizzato per i diversi scenari sia come ricaduta di polveri che di gas, mostrando poi nelle tabelle, per ogni scenario, il valore medio tra i due.

In altri termini è stato ipotizzata (senza dichiararlo) una distribuzione delle diossine e dei furani uguale tra la fase gassosa e le polveri emesse dall’inceneritore.

Abbiamo mantenuto tale parametro, riportando i valori ad entrambe le linee.

¹³ Si segnala che non è chiaro – nel caso del Cadmio e del Mercurio – come mai nello SIA – v. Tabella IV.9.5.2. p. IV.167, si danno dei valori massimi di deposito al suolo inferiori rispetto a quelli riportati in altre parti dello SIA stesso, e comunque ben superiori rispetto a quelli indicati nello Studio del Politecnico di Milano. Ad esempio a p. IV.167 si parla di un deposito massimo di Cadmio pari a 14,96 mg/mq/anno rispetto ai 4 mg/mq/anno indicati dal Politecnico – v. Tabella 2.3, p. 40.

Tabella 6. Confronto tra il livello di deposizione degli inquinanti al suolo (media e massima) utilizzate nella valutazione del rischio dal Politecnico di Milano e quelle riportate nella stima presentata nello SIA (per una sola delle due linee)

Contaminante	Deposito medio al suolo nell'area di studio secondo il Politecnico (*) g/mq/anno	Concentrazione media annua nel punto di massimo a livello del suolo secondo lo SIA (**) g/mq/anno	Deposito massimo al suolo nell'area di studio secondo il Politecnico (*) g/mq/anno	Concentrazione massima oraria su base annua a livello del suolo secondo lo SIA (***) g/mq/anno
PCDD/F	$5,1 * 10^{-11}$	$4,3 * 10^{-9}$	$1,0 * 10^{-8}$	$3,1 * 10^{-9}$
Cadmio	$1,0 * 10^{-5}$	$1,7 * 10^{-3}$	$2,0 * 10^{-3}$	$1,2 * 10^{-2}$
Mercurio	$2,1 * 10^{-5}$	$1,2 * 10^{-4}$	$4,0 * 10^{-3}$	$7,4 * 10^{-4}$
Metalli pesanti		$3,3 * 10^{-2}$		$2,5 * 10^{-1}$
Piombo	$2,1 * 10^{-4}$		$4,0 * 10^{-2}$	

(*) Politecnico di Milano "Impianto di termovalorizzazione di rifiuti di Trento : Caratterizzazione delle presenze di inquinanti tossici in traccia nell'area di insediamento ed analisi del rischio per la salute", Tabella 2.3; p. 40.

(**) V. SIA; si è preso come confronto i valori risultanti dallo scenario 5 che può essere considerato "medio" rispetto ai coefficienti di diluizione; v. Tabella IV.1.2.7.26, p. IV.41. NB i dati sono riferiti alla emissione di una sola linea e sono ricalcolati su base annua (275 g/anno di funzionamento della linea).

(***) V. SIA; si è preso come confronto i valori risultanti dallo scenario 5 che può essere considerato "medio" rispetto ai coefficienti di diluizione; v. Tabella IV.1.2.7.34, p. IV.46. NB i dati sono riferiti alla emissione di una sola linea (275 g/anno di funzionamento della linea).

Nelle Tabelle che seguono, alla luce di quanto sin qui detto, si presentano i valori che, ad avviso di chi scrive – nella ipotesi di utilizzare i valori riportati nello SIA e la metodologia di valutazione del rischio espressa nel documento del Politecnico di Milano – sono quelli da impiegare.

Si evidenzia che i valori oltre ad essere riportati alla portata di emissione di entrambe le linee di incenerimento si riferiscono (per quanto concerne il deposito al suolo dei contaminanti considerati) a un funzionamento annuo di ogni linea pari a 310 giorni (85 %) in quanto l'ipotesi prevista dallo SIA di un funzionamento per 275 giorni (75 %) ovvero fermate pari a 90 giorni all'anno non è ipotizzabile in quanto in contrasto con quanto previsto dal DM 503/1997 che prescrive un periodo di fermate annue (per manutenzione e per malfunzionamenti) non superiore al 20 %.

Tabella 7. Concentrazioni massime e medie in atmosfera al livello del suolo utilizzate nella valutazione del rischio riferite alla portata di entrambe le linee di incenerimento

Inquinante	Concentrazione massima microg/mc	Concentrazione media microgr/mc
PCDD/F	$6,6 * 10^{-8}$	$1,1 * 10^{-8}$
Cadmio	$1,2 * 10^{-2}$	$2,0 * 10^{-3}$
Piombo (*)	$9,6 * 10^{-2}$	$1,6 * 10^{-2}$
Mercurio	$2,8 * 10^{-2}$	$4,8 * 10^{-3}$

(*) Per il Piombo è stata stimata una concentrazione pari al 40 % del valore del totale dei metalli pesanti, sulla base delle risultanze di diverse analisi di emissioni di impianti di incenerimento di rifiuti urbani.

Tabella 8. Depositi massimi e medi al suolo suolo utilizzate nella valutazione del rischio riferite alla portata di entrambe le linee di incenerimento

Inquinante	Concentrazione massima g/mq/anno	Concentrazione media g/mq/anno
PCDD/F	$7,0 * 10^{-8}$	$9,6 * 10^{-9}$
Cadmio	$2,8 * 10^{-2}$	$3,8 * 10^{-3}$
Piombo	$2,2 * 10^{-1}$	$3,0 * 10^{-2}$
Mercurio	$1,7 * 10^{-3}$	$2,7 * 10^{-4}$

(*) Per il Piombo è stata stimata una concentrazione pari al 40 % del valore del totale dei metalli pesanti, sulla base delle risultanze di diverse analisi di emissioni di impianti di incenerimento di rifiuti urbani.

Sulla base dei valori di deposito massimi e medi al suolo è stato ricalcolato l'accumulo massimo (rispetto a quanto riportato nella Tabella 2.5 dello Studio del Politecnico di Milano¹⁴, utilizzando i parametri indicati alla Tabella 2.4 e l'equazione 2.1¹⁵ considerando la profondità di accumulo pari a 20 centimetri come utilizzato nello Studio del Politecnico di Milano¹⁶.

Tabella 9. Accumulo massimo e medio nel suolo utilizzate nella presente valutazione del rischio riferite alla portata di entrambe le linee di incenerimento

Inquinante	Concentrazione massima mg/kg	Concentrazione media mg/kg
PCDD/F	$3,2 * 10^{-6}$	$4,4 * 10^{-7}$
Cadmio	1,85	$2,5 * 10^{-1}$
Piombo	14,5	2,0
Mercurio	$1,1 * 10^{-1}$	$1,8 * 10^{-2}$

¹⁴ Lo SIA non presenta stime inerenti l'accumulo nel suolo.

¹⁵ P. 30 dello Studio del Politecnico di Milano.

¹⁶ Al di là di quanto dichiarato a p. 40 dello Studio del Politecnico di Milano ovvero che "La profondità di accumulo nel terreno è stata valutata, per ogni singola maglia, sulla base della tipologia di uso del suolo, utilizzando i valori raccomandati dall'USEPA" (quelli ricordati a p. 30 del medesimo studio, in un range massimo di 20 cm per suoli coltivati fino a un minimo di 1 cm per suoli non coltivati e urbanizzati) appare che sia stato utilizzato uniformemente il valore massimo di 20 centimetri.

Anche in questo caso, rispetto ai valori riportati nella corrispondente Tabella 2.5 dello Studio del Politecnico le differenze sono di un ordine di grandezza¹⁷ per la medesima ragione; l'utilizzo da parte degli estensori della valutazione del rischio di concentrazioni dei contaminanti al suolo (ricadute) diverse da quelle presentate nello SIA.

A partire dalle concentrazioni in aria, al suolo e nel suolo sopra riportate e ricavate – con le identiche assunzioni dello Studio del Politecnico di Milano – a partire dai valori “*medi*” (scenario 5) presentati nello SIA per entrambe le linee (con un funzionamento annuo di 310 giorni) sono stati ricalcolate con le medesime equazioni e parametri (v. Tabella 2.7, p. 43 dello Studio del Politecnico) le dosi di esposizione per le sostanze cancerogene (diossine e cadmio) e non cancerogene considerate (piombo e mercurio) nonché i relativi livelli di rischio individuale, riferiti a persone adulte e, per quanto concerne, le matrici alimentari, unicamente al consumo indicato di mele e di cereali nella zona.

A quest'ultimo proposito si rileva che appare perlomeno da verificare la dichiarazione che “*Non è stata valutata l'esposizione legata alla catena alimentare animale, in quanto l'area non risulta sede di allevamenti o pascoli di bestiame*” (p. 41 dello Studio del Politecnico).

Nelle tabelle che seguono si mostrano i valori ricavati sia della dose di esposizione per le diverse vie e sostanze considerate nella configurazione di ricaduta delle emissioni medie annue e massime orarie come indicate nello SIA.

¹⁷ Farebbe eccezione il Mercurio nella colonna “*concentrazione massima*” della Tabella 2.5, p. 41, dello Studio del Politecnico, ma si tratta di un errore (di battitura?) in eccesso, il valore esatto è 0,26 mg/kg e non 26 mg/kg. Ciò appare evidente anche solo confrontando i valori di deposito al suolo (Tabella 2.3, colonna “*deposito massimo*”, p. 40) ove il Piombo ha una concentrazione di un ordine di grandezza superiore rispetto al Mercurio, differenza che viene ribaltata a favore del Mercurio nella Tabella 2.5.

Tabella 10a - Concentrazioni in aria, al suolo e nel suolo con emissione dalle due linee di incenerimento “garantita al collaudo” come indicato nello SIA media annuale – Sostanze cancerogene considerate.

<i>Inquinante</i>	<i>Concentrazione in aria</i>	<i>Concentrazione nel suolo (20 cm)</i>
PCDD/PCDF	$1,1 * 10^{-8}$ microg/mc	$4,4 * 10^{-7}$ mg/kg
Cadmio	$2,0 * 10^{-3}$ microg/mc	$2,5 * 10^{-1}$ mg/kg

Tabella 10b Esposizione giornaliera risultante dalle matrici inalazione di aria, ingestione e contatto termico con il suolo, esposizione ad alimenti di produzione locale solo vegetali

<i>Inquinante</i>	<i>Inalazione mg/kg/giorno</i>	<i>Ingestione suolo mg/kg/giorno</i>	<i>Contatto dermico mg/kg/giorno</i>	<i>Assunzione di vegetali mg/kg/giorno</i>	<i>Totale mg/kg/giorno</i>
PCDD/F	$9,9 * 10^{-13}$	$1,3 * 10^{-13}$	$2,2 * 10^{-13}$	$8,6 * 10^{-13}$	$2,2 * 10^{-12}$
Cadmio	$1,8 * 10^{-7}$	$7,4 * 10^{-8}$	$3,7 * 10^{-7}$	$1,9 * 10^{-6}$	$2,5 * 10^{-6}$

Tabella 10c - Rischio incrementale di tumori aggiuntivi per milione di persone su 70 anni di vita (*)

<i>Inquinante</i>	<i>Inalazione</i>	<i>Ingestione suolo</i>	<i>Contatto dermico</i>	<i>Assunzione di vegetali</i>	<i>Totale</i>
PCDD/F	$1,5 * 10^{-7}$ (45,3 %)	$1,9 * 10^{-8}$ (5,7 %)	$3,2 * 10^{-8}$ (9,7 %)	$1,3 * 10^{-7}$ (39,3 %)	$3,3 * 10^{-7}$
Cadmio	$1,1 * 10^{-6}$ (88,2 %)	$4,5 * 10^{-9}$ (0,4 %)	$2,2 * 10^{-8}$ (1,8 %)	$1,2 * 10^{-7}$ (9,6 %)	$1,2 * 10^{-6}$
Totale	$1,2 * 10^{-6}$	$2,3 * 10^{-8}$	$5,4 * 10^{-8}$	$2,5 * 10^{-7}$	$1,6 * 10^{-6}$

(*) il fattore di rischio è calcolato per i cancerogeni moltiplicando l’esposizione con lo Slope Factor della rispettiva sostanza.

Tabella 11a - Concentrazioni in aria, al suolo e nel suolo con emissione dalle due linee di incenerimento “garantita al collaudo” come indicato nello SIA massima oraria – Sostanze cancerogene considerate.

<i>Inquinante</i>	<i>Concentrazione in aria</i>	<i>Concentrazione nel suolo (20 cm)</i>
PCDD/PCDF	$6,6 * 10^{-8}$ microg/mc	$3,2 * 10^{-6}$ mg/kg
Cadmio	$1,2 * 10^{-2}$ microg/mc	1,85 mg/kg

Tabella 11b Esposizione giornaliera risultante dalle matrici inalazione di aria, ingestione e contatto termico con il suolo, esposizione ad alimenti di produzione locale solo vegetali

<i>Inquinante</i>	<i>Inalazione mg/kg/giorno</i>	<i>Ingestione suolo mg/kg/giorno</i>	<i>Contatto dermico mg/kg/giorno</i>	<i>Assunzione di vegetali mg/kg/giorno</i>	<i>Totale mg/kg/giorno</i>
PCDD/F	$6 * 10^{-12}$	$9,4 * 10^{-13}$	$1,6 * 10^{-12}$	$4,5 * 10^{-12}$	$1,3 * 10^{-11}$
Cadmio	$1,1 * 10^{-6}$	$5,4 * 10^{-6}$	$2,7 * 10^{-6}$	$1,4 * 10^{-5}$	$1,8 * 10^{-5}$

Tabella 11c - Rischio incrementale di tumori aggiuntivi per milione di persone su 70 anni di vita (*)

<i>Inquinante</i>	<i>Inalazione</i>	<i>Ingestione suolo</i>	<i>Contatto dermico</i>	<i>Assunzione di vegetali</i>	<i>Totale</i>
PCDD/F	$9,0 * 10^{-7}$ (46,1 %)	$1,4 * 10^{-7}$ (7,2 %)	$2,4 * 10^{-7}$ (12,3 %)	$6,7 * 10^{-7}$ (34,4 %)	$1,9 * 10^{-7}$
Cadmio	$6,6 * 10^{-6}$ (88,0 %)	$3,3 * 10^{-8}$ (0,4 %)	$1,7 * 10^{-7}$ (2,2 %)	$8,7 * 10^{-7}$ (11,3 %)	$7,7 * 10^{-6}$
Totale	$1,2 * 10^{-6}$	$2,3 * 10^{-8}$	$5,4 * 10^{-8}$	$2,5 * 10^{-7}$	$9,6 * 10^{-6}$

(*) il fattore di rischio è calcolato per i cancerogeni moltiplicando l'esposizione con lo Slope Factor della rispettiva sostanza.

I risultati della valutazione del rischio condotta con i medesimi (parziali) criteri dello studio del Politecnico di Milano ma con i valori di ricaduta delle emissioni contenuti nello SIA portano a risultati opposti a quelli del suddetto studio.

Si ribadisce che la differenza è dovuta all'input utilizzato. Ciò è confermato da una parziale valutazione di rischio esplicitamente indicata nello SIA, sulla base della concentrazione in atmosfera a livello del suolo di due sostanze cancerogene considerate (PCDD/F e Cadmio) e per la sola esposizione per via inalatoria.

La tabella che segue confronta i risultati indicati dallo SIA, quelli dello Studio del Politecnico e quelli ricavati da chi scrive.

Tabella 12. Rischio individuale cancerogeno per inalazione, valutazione dello SIA, valutazione del Politecnico di Milano e valutazione contenute nelle presenti osservazioni

Contaminante	Valutazione SIA (*)	Valutazione Politecnico di Milano (**)	Valutazione presentata in queste note	
	Valore "massimo"	Valore medio	Valore medio	Valore massimo
PCDD/F	$5,1 * 10^{-8}$	$8,3 * 10^{-10}$	$1,5 * 10^{-7}$	$9,0 * 10^{-7}$
Cadmio	$3,7 * 10^{-7}$	$2,8 * 10^{-9}$	$1,1 * 10^{-6}$	$6,6 * 10^{-6}$

(*) V. tabella IV.1.4.3.3.2, p. IV.85 per le PCDD/F e tabella IV.1.4.3.3.3 per il Cadmio – scenario 5.

(**) V. Tabella 2.10, p. 45, studio di valutazione del Politecnico di Milano.

NB: quello che viene presentato nello SIA come stima del rischio "massimo" sulla base della concentrazione massima a livello del suolo (v. tabelle IV.1.4.3.2.3 e IV.1.4.3.2.4; pp. IV.83 e IV.84 dello SIA) in realtà è riferito a valori medi annui per una sola linea come è possibile facilmente confrontare queste tabelle con quelle presentate nello SIA da p. IV.33 a p. IV.35 con l'unica differenza che le une sono espresse in g/mc e le altre in microg/mc. Infatti – almeno per le PCDD/F – il valore "massimo" dello SIA equivale al valore medio di chi scrive tenuto conto che il valore dello SIA è riferito a una linea mentre quello qui presentato è riferito a entrambe le linee.

Utilizzando il criterio della “*accettabilità*” – fermo quanto già detto in merito alla incertezza di tali metodologie di valutazione nonché sulla considerazione di accettabilità di esposizione a sostanze cancerogene – ricordato nello studio citato ovvero che “*si considerano trascurabili i rischi cancerogeni inferiori a 10^{-6}* ” (v. p. 46 Studio del Politecnico di Milano) **nella nostra valutazione i risultati sono tra 1,6 casi di tumore aggiuntivi per milione** (adottando i valori medi annui) **e quasi un caso ogni centomila dovuto al contributo dell’impianto** (anche considerando la sola additività del contributo sia in termini delle numerose sostanze cancerogene emesse contemporaneamente da un impianto di incenerimento sia in relazione alla situazione del territorio interessato).

Quindi su valori certamente significativi che impongono particolare attenzione alla scelta di incenerire rifiuti in particolare nella realtà territoriale in questione.

Oltre a quanto sopra rammentiamo che, nel caso delle diossine, sempre in tema di *risk assessment*, va segnalato che la US EPA ha rivisto recentemente le proprie valutazioni in merito ai rischi sanitari connessi con l’esposizione a queste sostanze tossiche dalle diverse fonti industriali e non e dalle diverse matrici¹⁸, e ha indicato come stima del limite superiore di rischio di cancro, sia come “*fondo*” che come incremento significativo connesso a una singola fonte, uno slope factor di $1 * 10^{-3}$ pg TEQ/kg di peso corporeo/giorno.

In altri termini l’EPA individua che una esposizione stimata superiore a 0,001 pg TEQ/kg di peso corporeo/giorno di PCDD/F dovuta a una singola fonte aggiuntiva al “*fondo*” esistente in un dato territorio **è da considerarsi significativa e obbliga a un approfondimento delle conoscenze per la definizione di una decisione relativa a tale fonte**. Nel caso in esame l’esposizione alle PCDD/F è stata stimata tra una “*media*” di 0,0022 picog TEQ/kg/giorno di PCDD/F e un “*massimo*” di 0,013 picog TEQ/kg/giorno di PCDD/F ovvero in entrambi i casi superiori (di uno e due ordini di grandezza) a quello indicato dall’EPA come “*riferimento*” per definire la necessità di adeguati approfondimenti sulla fonte considerata prima di ogni decisione in merito.

Per quanto concerne le sostanze non cancerogene, per le quali viene valutato il rapporto tra la dose di esposizione calcolata (per il Piombo attraverso le vie dell’inalazione, dell’ingestione e contatto dermico con il suolo; per il Mercurio solo per via inalatoria) e la “*dose di riferimento*” (RfD; v. Tabella 2.8, p. 44 dello Studio del Politecnico), in questo caso pur riducendosi il valore, rispetto ai dati presentati nella valutazione del rischio del Politecnico di Milano¹⁹, il rapporto (indice di rischio) rimane inferiore ad uno.

¹⁸ V. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8 – Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Eelated Compounds. Part. III: Integrated Summary and Risk Charaterization for 2,3,7,8 – Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Eelated Compounds* , Draft, EPA/600/P-00/001Bg, settembre 2000.

¹⁹ V. Tabella 2.14, p. 49 dello Studio del Politecnico di Milano.

Nelle tabelle che seguono si riportano i valori stimati da chi scrive sul medesimo quadro emissivo e di ricaduta indicato nello SIA e sulla base delle equazioni e dei parametri adottati nella valutazione di rischio del Politecnico di Milano.

Tabella 13a. Rischi individuali per gli inquinanti non cancerogeni considerati – valore di ricaduta media annua

<i>Inquinante</i>	<i>Inalazione</i>	<i>Ingestione suolo</i>	<i>Contatto dermico</i>	<i>Totale</i>
Piombo	$3,6 * 10^{-3}$	$4,2 * 10^{-4}$	$1,5 * 10^{-3}$	$5,6 * 10^{-3}$
Mercurio	$8,7 * 10^{-4}$			$8,7 * 10^{-4}$
Totale				$6,4 * 10^{-3}$

Tabella 13b. Rischi individuali per gli inquinanti non cancerogeni considerati – valore di ricaduta massima oraria

<i>Inquinante</i>	<i>Inalazione</i>	<i>Ingestione suolo</i>	<i>Contatto dermico</i>	<i>Totale</i>
Piombo	$2,0 * 10^{-2}$	$3,2 * 10^{-3}$	$8,3 * 10^{-3}$	$3,1 * 10^{-2}$
Mercurio	$5,1 * 10^{-3}$			$5,1 * 10^{-3}$
Totale				$3,6 * 10^{-2}$

Conclusioni

Nelle presenti osservazioni ci si è limitati a sottoporre ad analisi critica quanto previsto dallo SIA per quanto concerne la considerazione e la completezza di alcuni specifici impatti (si veda in particolare le parti relative alle numerose sostanze inquinanti emesse da un impianto di incenerimento nonché la questione dei residui solidi e liquidi) nonché le valutazioni del rischio sanitario accennate nello SIA e sviluppate nello studio del Politecnico di Milano più volte citato.

A tale proposito, fatti salvi i limiti intrinseci di questi (sostanze coinvolte, definizione di soglie, considerazione della realtà socio-sanitaria della popolazione, aspetti tossicologici emergenti per alcuni microinquinanti), si è rilevato che lo Studio del Politecnico ha utilizzato per la valutazione valori di concentrazione degli inquinanti considerati diversi (inferiori da 1 a 3 ordini di grandezza) rispetto a quelli riportati o ricavabili dallo SIA. Almeno per quanto concerne le sostanze cancerogene considerate (anche se solo le PCDD/F e il Cadmio) ciò ha comportato un risultato

che, ad avviso di chi scrive, sottovaluta la stima ottenibile pur adottando la metodologia proposta.

Nel caso di specie la rivisitazione della metodologia sulla base dei valori di concentrazione degli inquinanti nelle diverse matrici ambientali e fino all'uomo, appare, dalle valutazioni di chi scrive, far emerge una criticità evidente ancorchè sotto il profilo valutativo in merito anche ai possibili effetti sanitari del funzionamento di un impianto di incenerimento come quello proposto.

Distinti saluti.

Per il Centro per la Salute "*Giulio A. Maccacaro*"

Marco Caldiroli

Castellanza, 31 luglio 2003