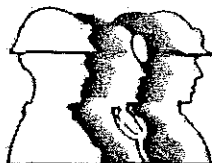


MOVIMENTO DI LOTTA PER LA SALUTE ONLUS



**Medicina
Democratica**

Via dei Carracci, 2 - Tel. 02 4984678 - 20149 MILANO

www.medicinademocratica.org

segreteria@medicinademocratica.org

Gennaio 2012

PARTECIPAZIONE E PROMOZIONE DELLA SALUTE

MEDICINA FRA CURA E PREVENZIONE

VII Congresso nazionale di Medicina Democratica –

Movimento di Lotta per la Salute: Milano 16 – 18 Febbraio 2012

Aula Magna Università degli Studi di Milano

Via Festa del Perdono 7

OSSERVAZIONI SULLO STUDIO MONITER

di Agostino DI CIAULA* e Patrizia GENTILINI**

Abstract

Nel 2007 la Regione Emilia-Romagna ha investito oltre 3 milioni di euro in una serie di indagini sugli effetti sanitari ed ambientali degli inceneritori presenti sul territorio (progetto Moniter). Le conclusioni dello studio sono secondo gli Autori piuttosto tranquillizzanti, pur dimostrando un possibile eccesso di linfomi Non Hodgkin a Modena e un aumentato rischio di nascite pretermine.

Le varie parti dello studio, tuttavia, presentano una serie di rilevanti limiti metodologici e risultati non adeguatamente valorizzati dal punto di vista divulgativo. Sottostime e inadeguatezze dei risultati dello studio possono derivare dall'aver considerato limiti territoriali (4 Km dagli impianti) inferiori a quelli presi in esame in studi precedenti, da inadeguata modellizzazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera e caratterizzazione degli stessi, da inadeguatezza nel dosaggio di diossine e PCB (esaminate solo le concentrazioni atmosferiche e non quelle in matrici più direttamente connesse con l'esposizione umana come quelle biologiche, con analisi non rispondenti ai requisiti previsti dalla normativa vigente), da sottovalutazione dei dati sull'inquinamento da metalli pesanti (soprattutto piombo, mercurio e cadmio), dalla scelta dei markers di inquinamento da inceneritori (esclusione dei metalli pesanti), dal mancato esame di eventi epidemiologici presi in esame da precedenti valutazioni (es. deficit cognitivi nei bambini) e degli effetti dell'inquinamento da inceneritori su categorie di popolazione particolarmente suscettibili (anziani, bambini, affetti da patologie croniche), da disomogeneità nella composizione delle coorti e da dubbi metodologici sugli studi di tossicologia in vitro. Nonostante i limiti descritti, i risultati dello studio Monitor suggeriscono la possibilità di un aumentato rischio degli esposti sia in termini di patologie tumorali (fegato, pancreas, vescica, colon, linfoma non-Hodgkin, polmone, ovaio) che non tumorali (malattie cardiocircolatorie, vascolari e respiratorie, aumentato rischio di nati pre-termine, di aborti spontanei e di rischio di malformazioni fetali). Alcuni dei risultati raggiunti sono coerenti con altre segnalazioni emerse in letteratura e rappresentano comunque un segnale di allarme circa l'esistenza di ricadute negative per la salute nelle popolazioni esposte alle particolari e pericolose emissioni di questi impianti. Ciò obbliga a sottolineare l'importanza della applicazione del principio di precauzione che, nel caso in oggetto, vale a dire l'abolizione dell'incenerimento dei rifiuti.

INTRODUZIONE

Nel 2007 la Regione Emilia-Romagna ha avviato una serie di indagini finanziate con oltre 3 milioni di euro e finalizzate ad esplorare gli effetti sanitari ed ambientali degli inceneritori presenti sul territorio (progetto Monitor).

I risultati di tali indagini non hanno considerato gli effetti a breve termine dell'inquinamento da inceneritori, riportavano misurazioni ambientali ampiamente inferiori ai limiti di legge ed erano rassicuranti sugli effetti a lungo termine, ad eccezione di un possibile eccesso di linfomi Non Hodgkin a Modena e di un aumentato rischio di nascite pre termine.

Lo studio Monitor presenta sicuramente interessanti spunti scientifici ed epidemiologici, ma le sue tranquillizzanti conclusioni, amplificate ed ulteriormente "addolcite" da un comunicato stampa della giunta regionale, sono tuttavia inficiate da una serie di rilevanti limiti metodologici, la cui visione d'insieme contribuisce a far sorgere numerosi dubbi scientifici di attendibilità.

Obiettivo del presente documento è l'analisi dei rapporti finali delle diverse linee di ricerca del progetto Monitor [1] e la segnalazione delle principali criticità relative alle metodologie di studio impiegate dagli Autori e ai risultati emersi.

LIMITI METODOLOGICI

1. - LIMITI TERRITORIALI E MODELLO DI DISPERSIONE DEGLI INQUINANTI

Lo studio Monitor ha esaminato popolazioni residenti in un raggio di 4 Km dagli impianti. Questo limite è inferiore a quello utilizzato in studi precedenti, che hanno considerato limiti territoriali più ampi (10 km), un maggior numero di impianti di incenerimento ed una differente modellistica di dispersione degli inquinanti [2, 3].

Ciò può aver determinato una sottostima del numero di patologie rilevate, anche in considerazione del possibile effetto additivo degli inquinanti prodotti da più impianti localizzati in territori confinanti.

Per la valutazione dell'esposizione della popolazione residente si è fatto ricorso ad una modellistica della dispersione di inquinanti in atmosfera ed al calcolo delle concentrazioni attese presso l'indirizzo di residenza dei soggetti appartenenti alla coorte indagata, effettuando tuttavia un "cut off" ad una distanza di 4 km da ciascuno degli 8 impianti oggetto di indagine.

Le voci bibliografiche a supporto di tale scelta, tuttavia, sembrano del tutto insufficienti a suffragarla. Vengono citati solo 3 studi, il primo dei quali è lo studio di Elliott, effettuato nel 1996 su ben 72 impianti di incenerimento in Gran Bretagna, la cui analisi si estendeva però fino a 7,5 km. Il secondo è lo studio di Comba (effettuato a Mantova nel 2003), che ha tuttavia un disegno completamente diverso dal Monitor —(studio caso-controllo). Il terzo è stato effettuato nel 2007 a Forlì nel quartiere di Coriano nell'ambito del progetto europeo Enhance Health. A seguito dei risultati di tale studio, la Federazione degli Ordini dei Medici dell'Emilia Romagna (FRER) si pronunciò per una moratoria sulla costruzione di nuovi impianti e sull'ampliamento degli esistenti. Proprio a seguito di tali risultanze la Regione Emilia Romagna decise di avviare lo studio Monitor. Una delle critiche che si possono muovere a tale studio è proprio quella di aver limitato eccessivamente l'area dell'indagine ad un raggio di 3,5 km. Tale limitazione, tuttavia, appariva motivata dalla scelta di non coinvolgere nell'indagine i comuni limitrofi ed era peraltro evidente che la diffusione degli inquinanti prescelti come *marker* dell'esposizione prevista dal modello di dispersione si estendeva ben oltre tale limite, tanto che neppure la classe di esposizione più elevata era inclusa per intero nell'area di studio. L'ampliamento a soli 4 km appare del tutto insufficiente a superare tale limite intrinseco.

Proprio l'analisi della letteratura avrebbe dovuto condurre ad ampliare l'area di studio ad almeno 10 km, in base a studi recenti ancor più solidi e corposi, quali quello francese del 2011 di Cordier [2] sulle malformazioni urogenitali (che ha considerato 21 inceneritori ed ha esteso le aree di indagine fino a 10 km) o quello dell'Institut de

Veille Sanitaire del 2007, che ha considerato l'incidenza di cancro attorno a 16 inceneritori, con aree di indagine estese a circa 15 km.

Le considerazioni relative alla potenza statistica necessaria per le indagini relative a patologie rare avrebbero dovuto indirizzare poi, a maggior ragione, verso la scelta di aree di studio più ampie (e, se del caso, a metodi di indagine più sensibili come il caso-controllo). A titolo di esempio, lo studio di Zambon ed altri [4] (che peraltro è proprio uno studio caso controllo sui sarcomi dei tessuti molli in relazione all'esposizione a diossine emesse da impianti di incenerimento in provincia di Venezia) ha calcolato, in corrispondenza delle residenze dei soggetti, le concentrazioni cumulative di diossine prodotte da inceneritori distanti fino a 50 km.

La limitazione a soli 4 km dell'area di studio, limita quindi gravemente la possibilità di avere risultati significativi soprattutto per patologie rare come sarcomi dei tessuti molli, linfomi non Hodgkin, specifiche malformazioni come quelle urogenitali.

Il fatto che il Monitor non abbia dimostrato risultati significativi in relazione a tali patologie non può in alcun modo essere considerato motivo di rassicurazione. Viceversa, trovare risultati significativi deve essere considerato come un serio campanello di allarme.

La ristrettezza dell'area e, di conseguenza, della popolazione considerata dal Monitor, limita fortemente la possibilità di rilevare trend significativi al variare dell'esposizione stimata, soprattutto se si considerano le particolari condizioni meteo climatiche della Pianura Padana, che in particolari periodi dell'anno disperdono a grandi distanze gli inquinanti riducendo enormemente i gradienti su piccola scala.

La scelta di limitare l'area di studio a soli 4 km ha però ricadute ancora più pesanti che si riflettono sulla stessa composizione delle coorti considerate nell'indagine ed in particolare sul campione utilizzato come riferimento per i confronti interni tra i diversi livelli di esposizione.

Si consideri la seguente Tabella 1, tratta dal report esteso relativo alla Linea Progettuale 4, Azione 1 (Coorte dei residenti, pag. 16), in cui si riporta la suddivisione in classi di esposizione sito per sito. La classe 1 è quella a cui è

attribuito il livello minimo di esposizione (corrispondente ai più bassi valori di concentrazione del PM10, stimati in base al modello diffusionale) e viene presa come riferimento per tutti i confronti interni, attribuendo ad essa convenzionalmente un Rischio Relativo RR =1.

Tabella 1. - Suddivisione in classi di esposizione sito per sito (la classe 1 è quella a cui è attribuito il livello minimo di esposizione)

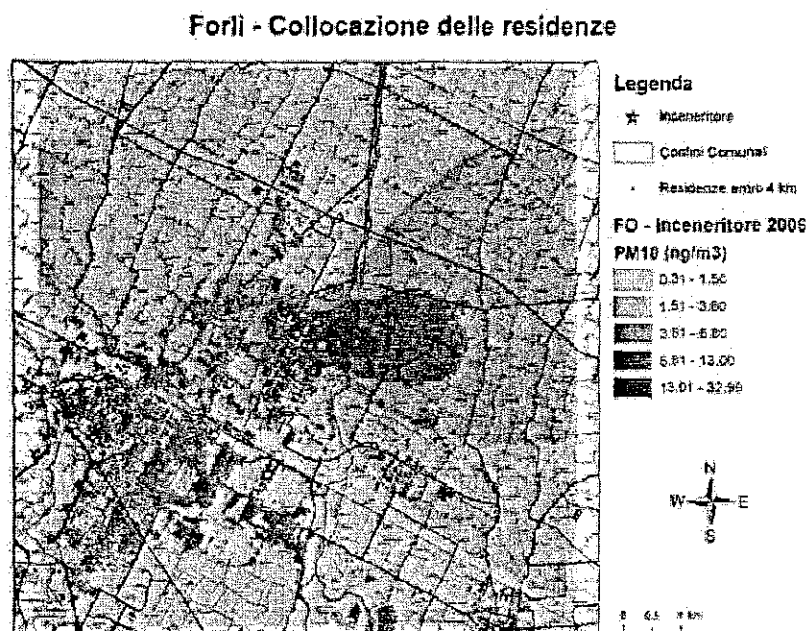
N.	BO 22719		FE 7375		FO 42296		MO 51849		RE 64692		RN 30684		Totale 219615	
	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%
Esposizione a inceneritore														
1	2	0,0	519	7,0	0	0,0	10891	21,0	31750	49,1	0	0,0	43162	19,7
2	557	2,5	391	5,3	4489	10,6	20201	39,0	10872	16,8	2042	6,7	38552	17,6
3	357	1,6	1201	16,3	13294	31,4	11167	21,5	8789	13,6	14308	46,8	49116	22,4
4	3992	17,6	2990	40,5	12463	29,5	7411	14,3	5099	7,9	13436	43,8	45391	20,7
5	17811	78,4	2274	30,8	12050	28,5	2179	4,2	6180	12,7	898	2,9	43394	19,7
Esposizione ad altre fonti														
1	7246	31,9	2159	29,3	13902	32,9	5237	10,1	8352	12,9	1022	3,3	37916	17,3
2	9729	42,8	2278	30,9	12681	30,0	7833	15,1	9725	15,0	5207	17,0	47453	21,6
3	3081	13,6	860	11,7	9502	22,5	12500	24,1	14761	22,8	8401	27,4	49105	22,4
4	1782	7,8	1027	13,9	4502	10,6	13150	25,4	14920	23,1	8981	29,3	44362	20,2
5	875	3,9	1051	14,3	1373	3,2	13129	25,3	16934	26,2	7073	23,1	40435	18,4
NA	6	0,0	0	0,0	336	0,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	342	0,2

Tab. 5b: Coorte '95: Distribuzione dei soggetti in studio per sito e per livelli di esposizione a inceneritore o ad altre fonti.

Appare evidente che, per quanto riguarda l'esposizione ad inceneritori, la classe 1 è assolutamente disomogenea nella sua ripartizione tra i diversi siti, essendo costituita per ben il 73,6% (31750 su 43162) esclusivamente dai residenti di Reggio Emilia, ed è addirittura vuota per ben 3 realtà (Bologna, Forlì e Rimini) dei 6 siti considerati. Se aggiungiamo poi il fatto che il sito di Ferrara contribuisce solo per l'1,2% (519 su 43162) al campione che è stato preso come riferimento, si comprende che pressoché la totalità di tale campione è costituito da soggetti appartenenti ai soli siti di Reggio Emilia (73,6%) e di Modena (25,2%). E' del tutto evidente che la scelta operata ha determinato l'esclusione di un cospicuo numero di soggetti esposti (cfr. Figura 1), come del resto si può notare dalla mappa di ricaduta relativa al sito di Forlì (report finale della Linea Progettuale 3 – Azione 2, pag. 25), che oltretutto si riferisce alla simulazione relativa al 2006, quando le emissioni erano sensibilmente inferiori a

quelle del 1995, assunte come indicatore di esposizione per lo studio di coorte sulla popolazione residente:

Figura 1.



Tutto ciò costituisce un gravissimo limite metodologico sicuramente fonte di bias, a maggior ragione se si considera che, come già specificato, per dichiarazione degli stessi Autori l'affidabilità dell'attribuzione dell'esposizione è considerata bassa per quanto riguarda la coorte del 1995.

Inoltre, relativamente al sito di Ferrara si deve osservare che nel 1995, anno preso come riferimento per la stima delle esposizioni, erano attivi (dal 1976) altri due inceneritori, uno per rifiuti urbani e speciali e l'altro (di proprietà ENI) per rifiuti speciali e che tali inceneritori sono rimasti in funzione fino al 2005. Risulta dunque difficilmente comprensibile il motivo per cui non siano stati minimamente presi in considerazione, soprattutto se si tiene conto del fatto che sicuramente le aree di ricaduta degli inquinanti da loro emessi venivano a sovrapporsi. Alla luce di ciò, fra l'altro, c'è da domandarsi quante fra le 519 residenze di Ferrara considerate come "*non esposte*" fossero veramente tali, nel caso in cui ricadessero nell'area soggetta contemporaneamente alle ricadute dell'inceneritore per rifiuti urbani (quello

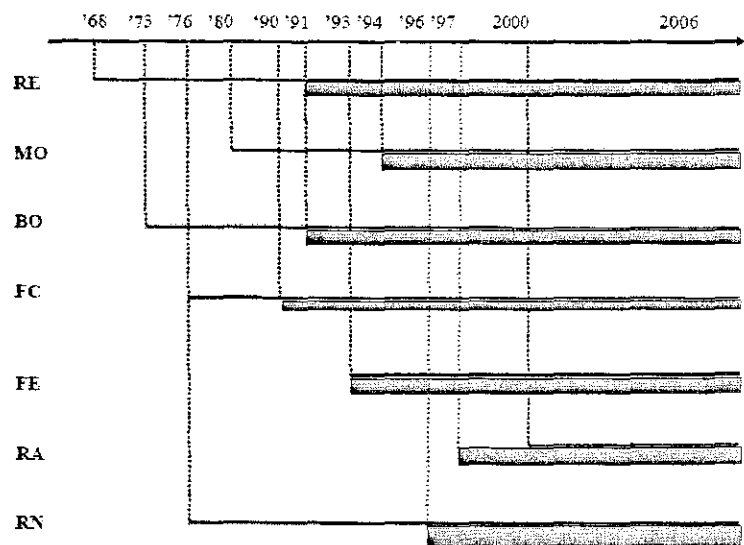
considerato nello studio) e a quelle dell'inceneritore per rifiuti speciali dell'ENI, collocato a soli 3 km di distanza in direzione Est, come appare evidente dall'immagine (Figura 2) sotto riportata (fonte: Google earth).

Figura 2.



Le considerazioni sopra esposte restano pienamente valide anche per quanto riguarda la coorte del 1991. Non mancano tuttavia altri elementi sui quali si possono avanzare dubbi o riserve. Sono stati infatti esclusi dall'analisi gli inceneritori di Rimini e di Ferrara con la motivazione, per entrambi, di essere di costruzione più recente “(Ferrara 1993; Rimini 1992)”, mentre risulta che l'inceneritore di Rimini risale al 1976. Nel grafico sottostante di Figura 3 (tratto da Linea Progettuale 3, Azione 2, pag 21) si ricava che

Figura 3.



La linea rossa indica l'attività dell'impianto, la barra sottostante la disponibilità dei dati anagrafici. Come risulta chiaro, nella maggior parte dei siti vi sono periodi di attività dell'inceneritore per i quali non corrisponde una conoscenza della storia residenziale della popolazione.

il motivo di esclusione potrebbe essere quello dell'indisponibilità di dati anagrafici antecedenti il 1996. Ciò che risulta difficile comprendere, tuttavia, è come sia stato possibile ottenere informazioni sulle residenze antecedenti al 1994 per Modena (addirittura, come vedremo, a partire dal 1980) e ciò non sia stato possibile, viceversa, per Rimini. Per quanto riguarda Ferrara, non resta che ripetere come sia incomprensibile non aver tenuto conto degli altri due inceneritori esistenti, presenti entrambi dal 1976 fino al 2005. Sta di fatto che, in questo modo, l'intera popolazione in studio si riduce a quella residente nell'intorno di solo 4 inceneritori e che la popolazione di confronto (classe 1 di esposizione) è per più dell'80% (81,3% per l'esattezza) appartenente al sito di Reggio Emilia, mentre Bologna e Forlì non hanno neanche un soggetto appartenente alla classe 1 (classe di riferimento), si vedano i dati riportati in Tabella 2.

Tabella 2.

N.	BO 14689		FO 26339		MO 24869		RE 36946		Totale 102843	
	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%
Esposizione a inceneritore										
1	1	0,0	0	0,0	4253	17,1	18489	50,0	22743	22,1
2	385	2,6	3061	11,6	9980	40,1	6119	16,6	19545	19,0
3	236	1,6	8173	31,0	5631	22,6	4878	13,2	18918	18,4
4	2010	13,7	7734	29,4	3750	15,1	2663	7,2	16157	15,7
5	12057	82,1	7371	28,0	1255	5,1	4797	13,0	25480	24,8
Esposizione ad altre fonti										
1	4574	31,1	8943	34,0	2779	11,2	5080	13,7	21376	20,8
2	6708	45,7	7813	29,7	3874	15,6	5472	14,8	23867	23,2
3	1938	13,2	5788	22,0	5585	22,4	8237	22,3	21548	20,9
4	965	6,6	2745	10,4	6531	26,3	8345	22,6	18586	18,1

Esiste inoltre un ulteriore fattore di possibile distorsione: il fatto che per questa coorte, così come era stato fatto per la coorte 1995 (coorte generale), si è presa come esposizione di riferimento quella relativa al 1995, anno in cui proprio l'inceneritore di Reggio Emilia, a seguito dell'introduzione del sistema di depurazione dei fumi con bicarbonato e carboni attivi e, di conseguenza, l'adozione di filtri a manica, aveva sensibilmente ridotto le proprie emissioni, a differenza di altri inceneritori (quale quello, ad esempio, di Forlì), che tarderanno diversi anni prima di introdurre tali tecnologie. E' impossibile che le emissioni dell'inceneritore di Reggio Emilia risalente al 1968 (quindi il più vecchio in assoluto tra quelli considerati), prima delle innovazioni che ne hanno prodotto una sensibile riduzione fossero uguali a quelle del 1995, mentre è molto più plausibile che esse fossero confrontabili con quelle degli analoghi inceneritori degli altri siti. L'utilizzo dei modelli di dispersione riferiti alla situazione del 1995, quindi, è un elemento distorsivo di non poco rilievo, tale da rendere la suddivisione in classi di esposizione della coorte del 1991 scarsamente affidabile rispetto alla situazione reale.

Resta comunque, per tutte le coorti retrospettive, il dubbio sull'attendibilità dei dati emissivi utilizzati come input nei modelli diffusionali utilizzati, in quanto negli anni '90 non erano ancora disponibili i sistemi di monitoraggio in continuo e le rilevazioni

delle emissioni erano estemporanee e come tali soggette a variabilità e disomogeneità da sito a sito. Di questo elemento di criticità viene dato conto dagli Autori dell'indagine, che tuttavia non sembra abbiano adottato alcuna strategia per ovviarvi:

“La ricostruzione delle mappe storiche per l'esposizione precedente agli anni 2000 ha dovuto invece fare i conti con una ricerca di informazioni su controlli e/o autocontrolli, sicuramente non omogenea e quantitativamente scarsa.

L'ovvia conseguenza è stata una minore affidabilità di questa di questo dato, parzialmente compensata dalla necessità di un valore medio di lungo periodo per studio di coorte sugli esiti cronici, quali mortalità e incidenza tumori.”

Per quanto riguarda la scelta del modello utilizzato per la simulazione della dispersione degli inquinanti emessi dagli inceneritori, occorre poi osservare che, mentre nella linea progettuale 2 - azione 4, il modello prescelto per le campagne ambientali di Monitor sull'inceneritore del Frullo è di tipo lagrangiano (*“Il modello lagrangiano è stato applicato alle campagne di misura Monitor, per simulare le ricadute dell'inceneritore del Frullo”*, pag 27 report finale Linea Progettuale 2 – azione 4), quello adottato per la valutazione degli impatti sanitari negli 8 siti soggetti a ricadute da inceneritori è di tipo gaussiano [*“L'obiettivo è assegnare per ognuno di questi punti, ovvero i civici, un valore di concentrazione di PM10 ed NOx (dati in µg/m3), a partire dalle mappe di concentrazione di questi inquinanti prodotte dal software ADMS Urban”*, pag 17-18 report finale Linea Progettuale 3 – azione 2]. Una tale discrepanza non risulta essere adeguatamente motivata e limita notevolmente la possibilità di porre in relazione tra loro le osservazioni ambientali con quelle sanitarie.

2. - INADEGUATEZZA NEL DOSAGGIO DI DIOSSINE E PCB

Nello studio Monitor la ricerca delle diossine è stata limitata alle concentrazioni in atmosfera e in alcuni campioni di suolo. Nessun dosaggio è stato eseguito in matrici biologiche. Questo rappresenta un importante limite dello studio, in quanto le

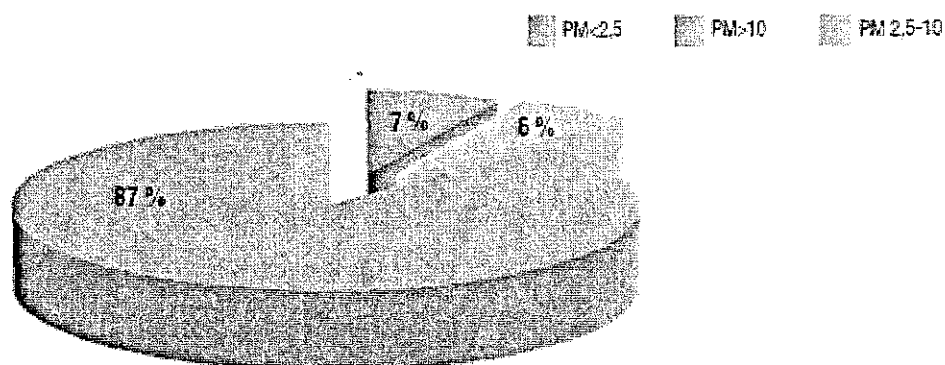
diossine sono inquinanti persistenti nell'ambiente e si accumulano, oltre che nei vegetali, negli organismi viventi, compreso l'uomo (es. latte materno). Numerosi studi scientifici che hanno preso in esame le diossine ne hanno determinato la concentrazione in tali matrici, anche in considerazione della loro trasmissibilità con la catena alimentare. L'analisi statistica, inoltre, a differenza di studi precedenti presenti in letteratura [2, 5], non ha considerato fattori di rischio specifici per inquinanti persistenti ed accumulabili come le diossine, come ad esempio questionari sulle abitudini alimentari e sul consumo di cibi prodotti localmente.

Nello studio Monitor, inoltre, non vi è stata una stratificazione della popolazione degli esposti in base alle concentrazioni di diossina rilevate nel suolo. Questo accorgimento ha consentito di dimostrare chiaramente in studi precedenti un aumentato rischio di linfoma non-Hodgkin nei soggetti più esposti [6].

È ancora da sottolineare come, nonostante lo studio Monitor abbia confermato che la parte prevalente delle polveri emesse dai moderni inceneritori sia costituita da PM2.5 (87% delle frazioni gravimetriche, vedi Figura 1, pag.31 del Quaderno di Monitor 04>11; qui indicata come Figura 3) e l'analisi delle emissioni dell'inceneritore di Bologna abbia messo in evidenza numerosi picchi legati ad emissioni di particelle di dimensioni nanometriche (vedi seguito, sezione 3), le analisi dell'aerosol atmosferico relative a diossine, furani e policlorobifenili sono state effettuate sul PTS (particolato totale sospeso) anziché sulle frazioni PM2.5 e PM1, tipicamente caratterizzanti le emissioni dell'inceneritore, per ammissione degli stessi estensori dello studio (Quaderno di Monitor 04>11, pagina 65). Questo non è coerente con uno degli obiettivi del progetto, che doveva essere la ricerca dell'impronta dell'inceneritore nell'aria ambiente.

Figura 3. – Distribuzione percentuale delle polveri nelle tre frazioni isolate (dati gravimetrici)

Fig 1. Distribuzione percentuale delle polveri nelle tre frazioni isolate (dati gravimetrici)



In merito alle analisi dei microinquinanti organici (PCDD, PCDF, PCB e IPA) nelle emissioni a camino, gli Autori dello studio dichiarano (Quaderno di Monitor 04>11, pagina 31) una percentuale di recupero del 30% circa.

Tale percentuale è riportata anche nel rapporto finale (LP1 Az 1, pag.23), nel quale si legge: *“effettuando prove di recupero durante i campionamenti destinati alla determinazione dei microinquinanti organici, utilizzando filtri marcati, è stato riscontrato un recupero di circa il 30% presumibilmente imputabile all’elevata velocità e ai lunghi tempi di campionamento”.*

Tale percentuale è bassissima e dovrebbe indurre ad un’estrema prudenza nel trarre conclusioni sui risultati, anche perché il metodo UNI EN 48 2006 (il metodo ufficiale previsto dalla normativa), prescrive in termini generali percentuali di recupero non inferiori al 50% per considerare accettabile la misura. Si tenga conto, a titolo di confronto, che le analisi delle emissioni a camino dell’inceneritore di Montale (PT) effettuate da ARPA-Toscana presentano percentuali di recupero attorno al 98-99%. L’eventuale ricorso a laboratori in grado di raggiungere simili prestazioni (percentuali di recupero accettabili), sicuramente possibile in considerazione dell’ingente budget messo a disposizione per il progetto (3.400.000 euro), avrebbe probabilmente consentito una maggiore attendibilità di tali determinazioni.

Per quanto riguarda il profilo emissivo di PCDD e PCDF (Quaderno di Monitor 04>11, pagina 31), le specie rilevate sono principalmente i congeneri epta e octa (H7CDD, OCDD, H7CDF e OCDF). Queste frazioni (quaderno 3>11, pag 54) sono le uniche effettivamente misurate, mentre tutti gli altri congeneri sono al di sotto del limite di rilevabilità. A parte una sola analisi sulle 4 riportate, in cui tanto la H7CDD che la OCDD sono presenti anche in una frazione del particolato, in nessuna delle altre vi sono congeneri al di sopra della soglia di rilevabilità fra le diossine analizzate nel particolato: i valori al di sopra di tale soglia – quindi effettivamente misurati – si ritrovano solo nella frazione gassosa e, in parte, in quella condensabile. Questo potrebbe essere spiegato con la percentuale di recupero analoga a quella riportata in precedenza (30%). Mancano inoltre informazioni sulle percentuali di recupero nelle analisi delle diossine “ambientali”. Se questa fosse comparabile a quella delle emissioni a camino, ciò rappresenterebbe un ulteriore ed importante limite metodologico, anche in considerazione delle basse concentrazioni rilevate (poche unità o decine di femtogrammi anziché alcune centinaia di femtogrammi) e del numero di congeneri al di sopra del limite di rilevabilità.

Viene analizzato dagli Autori (quaderno 3>11, pag 40) il bilancio di massa di PCDD/F e metalli in traccia. La tabella di fig. 12 riporta il bilancio di massa risultante dalle analisi effettuate per l'inceneritore del Frullo. Non si conoscono le percentuali di recupero per queste analisi, ma se anch'esse fossero caratterizzate dai recuperi delle analisi a camino, il bilancio di massa potrebbe essere totalmente diverso, con una netta preponderanza delle diossine in uscita rispetto a quelle in entrata.

Indipendentemente da quanto sopra, sempre con riferimento al bilancio di massa, sorgono dubbi sull'attendibilità del dato relativo alle diossine in entrata attribuite ai rifiuti. Non è chiaro come sia stato ottenuto il dato riportato nella tabella di fig. 12 (con misure dirette su campioni prelevati dai rifiuti in ingresso o con stime basate sulla tipologia dei materiali in ingresso campionati?), pari a 41,582 ng WHO-TEQ/kg, valore che appare alquanto improbabile. Come termini di confronto, infatti,

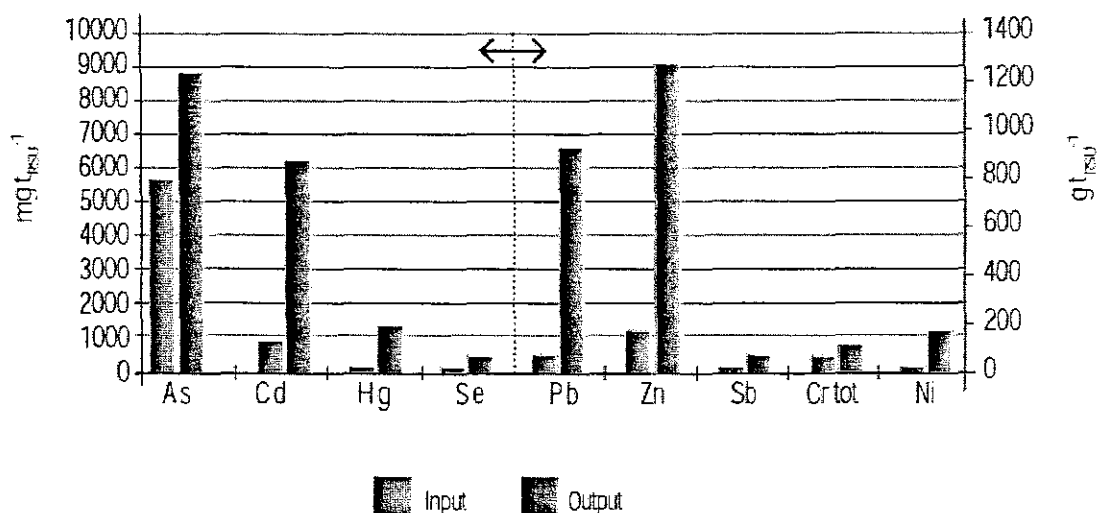
si possono considerare i limiti per la commerciabilità degli alimenti, visto che circa il 30-40% dei rifiuti urbani è costituito dalla frazione umida e che questa deriva in gran parte da scarti di cucina. Per la carne di pollo, ad esempio, il limite è di 2pg WHO-TEQ/g di grasso; se consideriamo un pollo con una percentuale di grasso del 15%, in 1 kg di carne vi saranno 150 g di grasso, che al massimo possono contenere 300 pg WHO-TEQ ossia 0,3 ng WHO-TEQ. Per altri alimenti avremo valori leggermente diversi ma sempre dell'ordine di grandezza, al massimo, di pochi ng/kg. Un altro termine di riferimento può essere il limite per la bonifica di un terreno per uso abitativo, pari a 10 ng I-TEQ/kg di suolo secco (il calcolo della tossicità equivalente I-TEQ differisce di poco rispetto a quello WHO-TEQ). Se dunque concentrazioni di PCDD/F molto più basse di quelle dichiarate in ingresso all'inceneritore del Frullo vengono considerate pericolose ai fini alimentari o per terreni ad uso abitativo, appare improbabile che dei rifiuti urbani possano avere una concentrazione dei medesimi inquinanti del tipo di quelle riportate nello studio Monitor. Quali materiali di uso quotidiano presentano concentrazioni di PCDD/F tali da portare la media complessiva a livelli così elevati? Se davvero le concentrazioni dovessero essere quelle considerate nella tabella a pag 31 dello studio in questione - se non vogliamo ipotizzare che vengano bruciati rifiuti pericolosi non autorizzati - si dovrebbero ripensare i processi produttivi di tutti i materiali che possono contenere PCDD/F quale sottoprodotto indesiderato in quantità così elevate, al fine di ridurre la presenza di inquinanti tanto pericolosi per la salute in prodotti di uso diffuso e quotidiano. Nello studio non è riportata la tabella relativa al bilancio di massa dei metalli in traccia ma solo la ripartizione dei flussi in uscita tra le diverse fasi dell'impianto di incenerimento. Nel quaderno 4>11 ("*Le emissioni degli inceneritori di ultima generazione*") viene riportato un grafico in cui, per i diversi metalli, vengono confrontati i flussi in ingresso con quelli in uscita. E' evidente che il bilancio per questi materiali deve essere in pareggio in quanto, per la nota legge di Lavoisier, per qualsiasi reazione chimica gli elementi in ingresso devono essere esattamente uguali

a quelli in uscita. Se si riscontrano differenze, queste devono essere attribuite ad errori nella stima dei flussi.

Riportiamo il grafico di pag 105 del quaderno di Monitor 4>11 (qui indicato come Figura 4), e precisamente:

Figura 4.

Bilancio di massa con 100% RSU



Come si può notare vi sono notevoli differenze tra i flussi, specie nel caso di alcuni elementi. È evidente che ciò riflette errori di stima dei valori in ingresso, di quelli in uscita o addirittura di entrambi. In questo caso gli errori portano ad uno sbilanciamento in una direzione, ma la natura degli errori nelle stime è tale da potersi presentare in entrambi i sensi. Questo potrebbe essere accaduto anche per le diossine in considerazione soprattutto della difficoltà molto maggiore della stima di tali sostanze nei flussi in ingresso rispetto a quelli in uscita, per i quali sono disponibili misure dirette. Affermare quindi con sicurezza che i moderni impianti di incenerimento agiscono come “distruttori” delle diossine presenti in ambiente appare dunque azzardato e non ci risultano riscontri in tal senso in letteratura.

3. - OSSERVAZIONI SU PRESENZA DI METALLI PESANTI E BIOACCUMULO NEI MUSCHI E LICHENI

Queste osservazioni scaturiscono dall'esame dei risultati della linea progettuale 2, azione 9 (*"Monitoraggio avanzato relativo al contenuto di metalli pesanti e microelementi nel sistema acqua-suolo-pianta"*).

È in particolare degno di attenzione quanto emerge dall'Attività 2, ovvero i risultati dei campionamenti effettuati su *"suolo tecnologico"*, un suolo appositamente preparato per effettuare uno studio su un ambiente confinato. Per questa attività è stato eseguito anche il biomonitoraggio attraverso analisi su muschi appositamente messi a dimora sui terreni tecnologici.

Il biomonitoraggio sui muschi appare particolarmente interessante in quanto, secondo il report esteso relativo a questa linea progettuale (pag. 32), molte specie sono geograficamente diffuse e crescono in differenti condizioni ambientali anche in aree industriali e urbane. I muschi non hanno epidermide e cuticola (la loro parete cellulare è dunque permeabile agli ioni metallici), nè il sistema radicale (adsorbono gli elementi nutritivi, anche minerali, solamente dall'atmosfera) e il trasporto di minerali tra i segmenti è limitato a causa della mancanza del tessuto vascolare. In definitiva i muschi accumulano metalli in maniera passiva, funzionando come uno *"scambiatore di ioni"*. Per molti metalli, inoltre, i muschi mostrano una correlazione tra la quantità determinata nei loro tessuti e le concentrazioni delle deposizioni umide.

Nelle indagini condotte sono stati calcolati gli indici di arricchimento (EF) per diversi Elementi Potenzialmente Tossici (EPT).

Dal punto di vista metodologico, *"Per rimuovere le fluttuazioni di valori assoluti e per dare una traccia di individuazione della sorgente dei metalli trovati nei tessuti dei muschi, le concentrazioni crude sono normalizzate al suolo o all'abbondanza della crosta Terrestre per potere calcolare il fattore di arricchimento (EF):*

$$EF = (X/Al)_{\text{muschio}} / (X/Al)_{\text{suolo}}$$

dove X è la concentrazione dell'elemento nei tessuti dei muschi e l'altra è quella riscontrata nel suolo normalizzate entrambi ai valori di Al . Molti autori hanno proposto questo fattore per evidenziare altre sorgenti di metalli rispetto al suolo" (pag 33).

Nella Tabella 3. – (indicata come tabella 4.4 nel rapporto) – sono riportati i riferimenti per l'interpretazione dei risultati.

Tabella 3.

Classe	Qualità dell'ambiente
1 EF <1	Non inquinato
2 1<EF<2	Segni di inquinamento
3 2<EF<3.5	Debolmente inquinato
4 3.5<EF<8	Moderatamente inquinato
5 8<EF<27	Fortemente inquinato
6 27<EF	Estremamente inquinato

Tabella 4.4

Indici di arricchimento (EF) per la definizione di classi di qualità ambientale in accordo con Fernández e Carbailleira (2001).

Nella Tabella 4.– (indicata come tabella 4.5 nel rapporto) - viene riportato l'indice di arricchimento (EF) calcolato per il prelievo effettuato al tempo 4 (Aprile 2010) per i muschi e suolo" (pag. 34).

Tabella 4.

	Calamosco	G.Margherita	Pianeta	Frullo est	Veduro	Tabella 4.5
Ag	-	-	-	7.7	-	Indice di arricchimento (EF) calcolato in accordo con Fernández e Carbailleira (2001) per i diversi siti di indagine e vengono riportati solamente i dati superiori a 3.5
As	-	-	-	4.2	-	
Ba	-	-	-	5.4	-	
Cd	6.9	14.5	4.4	45.5	8.6	
Cr	-	-	-	5.0	-	
Cu	7.4	8.8	8.6	12.8	4.3	
Mn	-	-	-	17.2	-	
Ni	-	-	-	8.8	-	
Pb	130.7	211.3	151.5	175.0	232.9	
V	-	-	-	-	-	
Zn	9.1	8.5	8.3	22.1	3.9	

E' assolutamente evidente come il sito Frullo Est si distingua nettamente da tutti gli altri siti e sia caratterizzato da livelli di inquinamento che vanno da moderato (As, Ba, Cr) a fortemente inquinato (Cu, Mn, Ni, Zn), fino a estremamente inquinato per Cadmio e Piombo.

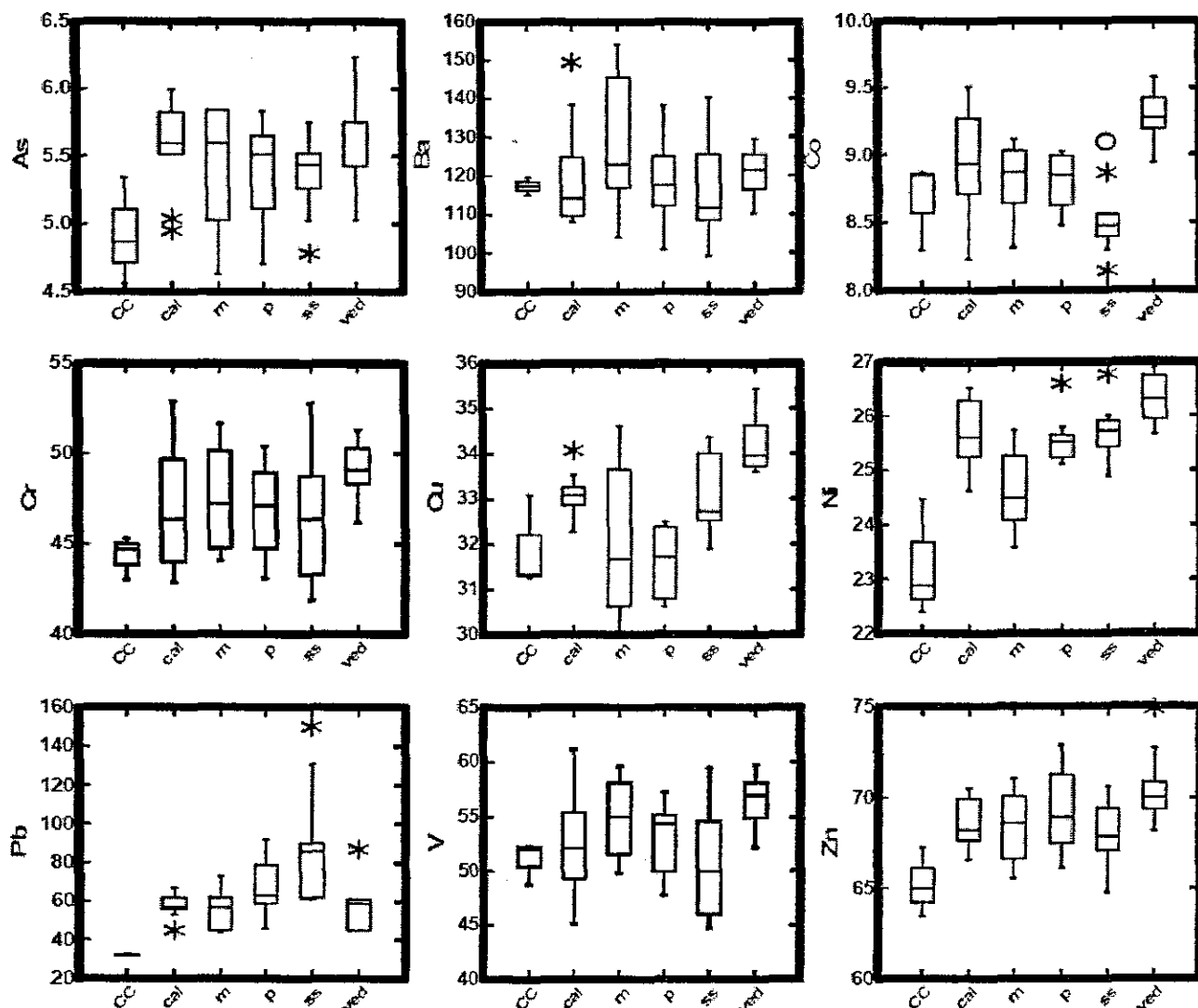
Per quanto riguarda il Cadmio, elemento cancerogeno certo per l'uomo, l'origine antropica è pressoché indiscutibile e rientra tra le sostanze emesse tipicamente dagli inceneritori; i livelli riscontrati nel sito di massima ricaduta dell'inceneritore del Frullo sono da 3 a 10 volte superiori a quelli riscontrati negli altri siti.

Per il Piombo, invece, livelli estremamente elevati si riscontrano in tutti i siti e questo richiede sicuramente un approfondimento. Tale dato non è ascrivibile all'inquinamento da traffico. Avrebbe potuto esserlo se fosse stato rilevato in un terreno naturale in situ (sarebbe derivato da un inquinamento storico). In questo caso trattandosi di un arricchimento, oltretutto riscontrabile in una matrice che lo assorbe quasi esclusivamente dall'atmosfera, deve essere necessariamente secondario all'inquinamento attuale, ed attualmente il Piombo non è più presente nei carburanti per autotrazione. È inoltre opportuno ricordare che il Piombo è indubbiamente presente nelle emissioni degli inceneritori e che è stato dimostrato in studi precedenti un accumulo di Piombo e Cadmio nei residenti in prossimità di inceneritori [7].

Interessante risulta anche l'esame degli accrescimenti dei diversi EPT nei suoli tecnologici.

La Figura 5. – (indicata come Figura 4.3 nel rapporto) - rappresenta i box-plot costruiti con le diverse repliche (n=3) per ogni campionamento e i diversi tempi di campionamento (n=12).

Figura 5.



Nota. Boxplot di alcuni EPT determinati nei cinque siti di monitoraggio. CC = soil technology al tempo 0; cal = Calamosco, m = Giardini Margherita, p = Pianeta, ss = Frullo est, ved = Veduro considerando tutti i tempi di campionamento.

I valori segnati con il cerchio e con l'asterisco sono degli hot spot (valori outlier) che non vengono presi in considerazione per la costruzione del box-plot. I valori estremi dei "baffi" rappresentano il valore minimo e massimo, mentre la linea interna è la mediana (dati espressi in mg/kg).

L'esame dei grafici mostra che, mentre per la maggior parte degli EPT il sito Frullo Est (ss) non è caratterizzato particolarmente rispetto agli altri, per quanto riguarda il Piombo è l'unico sito che mostra un arricchimento rispetto al valore al tempo zero (CC) significativamente superiore agli altri. Tra i risultati non è riportato il box-plot

relativo al Cadmio, che era invece uno degli elementi da considerare con particolare attenzione.

È anche da sottolineare come in queste analisi non venga preso in considerazione il Mercurio, elemento sicuramente classificabile tra gli EPT e particolarmente importante per gli effetti neurotossici e le conseguenze sulle capacità cognitive e di apprendimento nell'infanzia.

Poco dopo si legge: *“Il diverso apporto e quindi la diversa speciazione dell'elemento nel suolo è stata valuta con l'estrazione in acqua al tempo t4 (NdR: ultima rilevazione). La tabella 4.3 riporta i valori di EPT estratti in acqua. Il sito Frullo est presenta maggiori concentrazioni nelle acque estratte del suolo di Cd, Pb, il Pianeta invece per As, Ba, Co, Cu, Mn.”*

I risultati ottenuti sui muschi sono quindi confermati e rafforzati da quelli ottenuti dall'analisi dei suoli tecnologici su cui tali muschi erano stati impiantati. I risultati sui terreni naturali sono molto meno indicativi e significativi, in quanto fortemente influenzati sia dalla presenza di una contaminazione storica che dalle possibili lavorazioni subite dai terreni stessi. Tuttavia, i risultati ottenuti con i terreni tecnologici trovano riscontro anche nell'esame degli indici di geoaccumulo (Igeo) - calcolati nei diversi siti - tra i valori di background (campioni di suolo a 50-70 cm di profondità) e l'arricchimento che si è valutato nel top-soil (suoli tra 0 e 5 cm di profondità). Sulla base del valore di tali indici i suoli sono classificati nelle 7 classi riportate nella sottostante Tabella 5 (indicata come 3.2 nel rapporto).

Tabella 5.

Tabella 3.2 - Sei classi di contaminazione individuate dall'indice di geoaccumulo (Igeo)

Classe	Igeo	Qualità del suolo
0	0	Praticamente incontaminato
1	0 < Igeo < 1	Non contaminato a moderatamente contaminato
2	1 < Igeo < 2	Moderatamente contaminato
3	2 < Igeo < 3	Moderatamente a fortemente contaminato
4	3 < Igeo < 4	Fortemente contaminato
5	4 < Igeo < 5	Fortemente a estremamente contaminato
6	5 < Igeo	Estremamente contaminato

I risultati sono riportati nella seguente Tabella 6 (indicata come 3.3 nel rapporto).

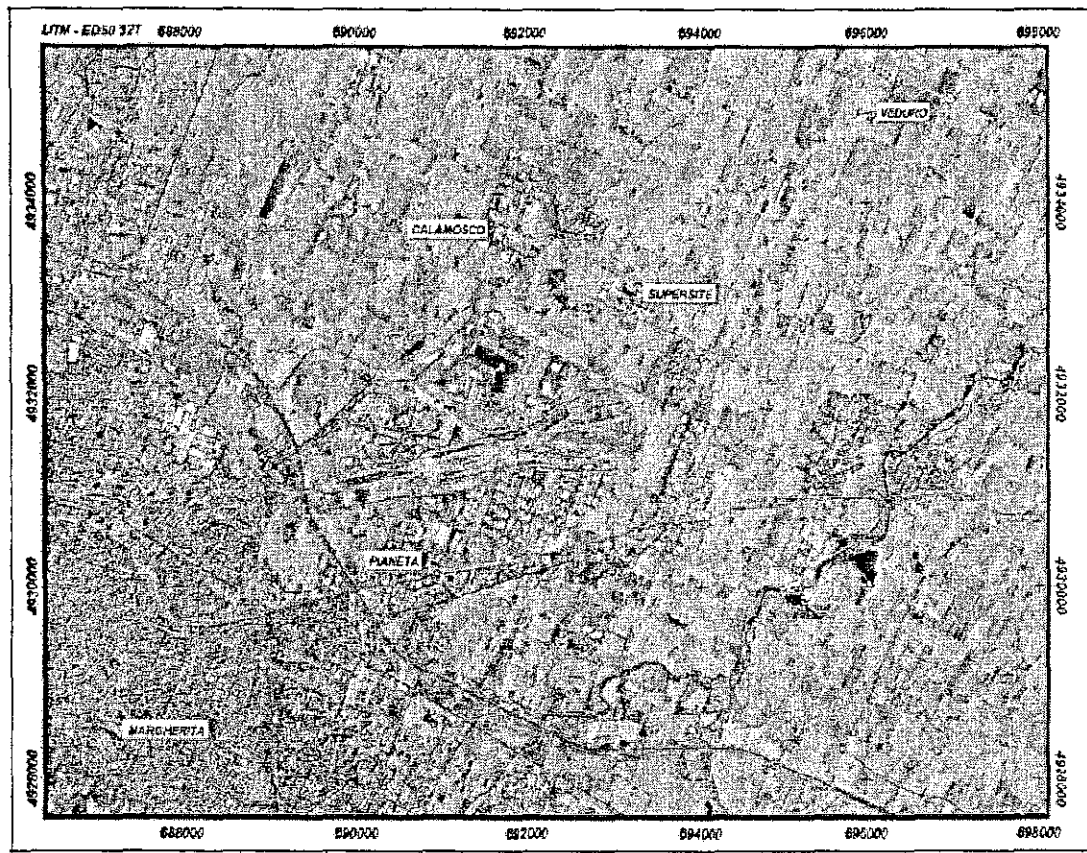
Tabella 6.

	Calamosco	G. Margherita	Pianeta	Frullo est	Veduro	Tabella 3.3
As		0.34				<i>Indice di geoaccumulo (Igeo) calcolato tra i valori di background e il top-soil nei campioni di suolo naturale prelevato nei diversi siti di monitoraggio.</i>
B	0.07					
Ba						
Cd				1.42	0.22	
Co				0.23		
Cr						
Cu	0.21	0.12		0.46	0.87	
Mn						
Ni						
Pb	2.42	1.62	5.05	4.21	2.47	
V						
Zn	0.22			0.28		

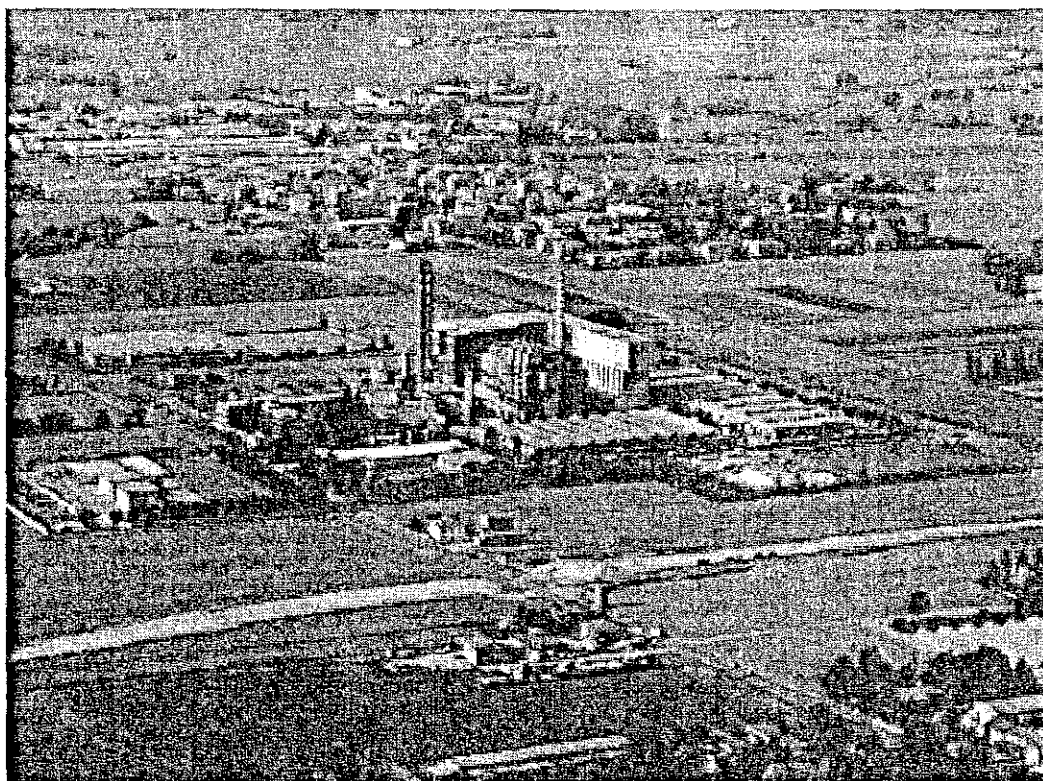
Il confronto tra i vari siti degli indici per i diversi EPT mostra che il sito Frullo Est è quello caratterizzato dalla maggiore frequenza di indici di arricchimento positivo. Ancora una volta il sito si caratterizza sia per il Cadmio, per il quale il sito risulta moderatamente contaminato, che per il Piombo, per il quale il sito è da considerarsi da fortemente ad estremamente contaminato e risulta inferiore solo al sito di Pianeta, che tuttavia è considerato come il punto di massima ricaduta per tutte le fonti.

Si noti che per il sito di Frullo Est l'unica fonte importante di contaminazione è costituita dall'inceneritore, non essendo presenti né importanti arterie di traffico, né particolari insediamenti industriali né insediamenti abitativi, come si evince chiaramente dalla mappa riportata nella medesima unità progettuale, in cui si nota che l'impianto è circondato da insediamenti agricoli che certamente non possono trarre beneficio dalla presenza dell'inceneritore (cfr. Figura 6).

Figura 6.



E, ancor meglio, si veda la sottostante **Figura 7** (fonte: Google Earth).



Il centro abitato che si vede sullo sfondo è quello di Quarto Inferiore, che dista 1 km dal camino dell'inceneritore.

4. - POPOLAZIONE DEI NATI - VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

Si è già detto della scelta, non adeguatamente motivata, di un modello di dispersione degli inquinanti diverso rispetto a quello utilizzato per le analisi dei dati ambientali. Il modello adottato per la valutazione degli effetti sanitari, inclusi quelli relativi agli esiti gestazionali, è comunque lo stesso di quello utilizzato a suo tempo per lo studio degli effetti sanitari sulla popolazione residente attorno ai 2 inceneritori di Forlì (Progetto Enhance Health) ed è un modello dello stesso tipo di quello adottato per gli studi francesi dell'Institut de Veille Sanitaire e di Cordier ed altri.

In uno studio sugli esiti gestazionali appare di fondamentale importanza poter conoscere con il maggiore dettaglio possibile il grado di esposizione nelle diverse fasi della gravidanza e, tra esse, in particolare, nelle prime settimane dal concepimento.

Poiché i modelli diffusionali consentono simulazioni su basi temporali diverse (fino anche a simulazioni su base oraria), ci saremmo aspettati che il calcolo della "esposizione surrogata" fosse stato fatto sulla base, quantomeno, di dati mensili. Apprendiamo invece dalla lettura del report finale della LP3-az2 che il calcolo è stato effettuato attribuendo all'indirizzo di residenza della madre, per ciascun mese della gravidanza, la concentrazione dell'inquinante prescelto calcolata come media sull'intero anno cui il mese si riferisce: i valori mensili, dunque, appaiono calcolati a partire dalla media annuale e non viceversa, come ci si aspetterebbe. Ciò è chiaramente deducibile da quanto riportato alla fine del box esplicativo a pag 18 del report finale LP2-az2:

"A questo punto è possibile assegnare il valore di concentrazione dell'inquinante corrispondente ai nove mesi di gravidanza per un bambino nato nel 2003. In pratica si tratta di una media ponderata che tiene in considerazione il numero dei giorni di gravidanza trascorsi nei vari anni.

$$esp_NOX = (((NOX_2003 * giorni_2003_3) + (NOX_2002 * giorni_2002_3)) / 270)$$

$$esp_pm10 = (((PM10_2003 * giorni_2003_3) + (PM10_2002 * giorni_2002_3)) / 270)$$

Questo procedimento è stato ripetuto per tutti i nati, considerando come punto di partenza la data di nascita, che può variare dal 01/01/2003 al 31/12/2006”.

[Ndr: dove rispettivamente NOX_2003 e NOX_2002 sono le concentrazioni medie di NOX nel 2003 e nel 2002 e giorni_2003_3 e giorni_2002_3 sono i giorni di gravidanza trascorsi negli anni 2003 e 2002 di un bambino nato nel corso del 2003].

La scelta di PM10 ed NOX come inquinanti di riferimento rispettivamente per gli inceneritori e tutte le altre fonti appare poi come inadeguata ai fini di differenziare gli effetti dei soli inceneritori da quelli delle altre fonti, in quanto entrambi gli inquinanti sono emessi da una molteplicità di fonti diverse con effetto di confondimento. Sotto questo profilo sarebbe apparsa più idonea la scelta operata nell’ambito del già citato studio effettuato a Forlì nell’area soggetta alle ricadute degli inceneritori ivi esistenti, in cui si era considerata la mappa di dispersione dei metalli pesanti, assunti come “*marker*” delle emissioni degli inceneritori e si erano confrontati gli esiti sanitari con quelli associati alla mappa dell’NO₂, assunto a sua volta come “*marker*” caratteristico dell’inquinamento da traffico. Il confronto, in quel caso, aveva evidenziato che gli esiti non erano affatto sovrapponibili e risultavano ben differenziati tra loro. Dal momento che il progetto Enhance Health aveva lo scopo di mettere a punto delle linee guida per indagini successive, non si comprende per quale motivo non si sia tratto profitto delle indicazioni emerse circa la validità della scelta di un tracciante dell’inquinamento da inceneritori come i metalli pesanti, e si sia optato per il PM10, assolutamente aspecifico e caratteristico di un inquinamento diffuso specie in territori come la pianura padana.

Le osservazioni fatte precedentemente in relazione alle analisi ambientali effettuate sui muschi e sui suoli tecnologici dimostrano che sarebbe stato preferibile utilizzare i metalli pesanti come tracciante o marker dell’inquinamento da inceneritori, in particolare scegliendo tra essi quelli più tipicamente legati alle emissioni degli inceneritori di RSU. Abbandonare di volta in volta le indicazioni positive emerse da

studi precedenti significa ogni volta dover ricominciare da capo senza poter mai consolidare alcuno dei risultati acquisiti.

5. - DETERMINAZIONE DI DEFICIT COGNITIVI NEI BAMBINI

Molti degli inquinanti emessi dagli inceneritori, ed in particolare i metalli pesanti quali Piombo (per il quale sono presenti importanti criticità come sopra riportato) e Mercurio, sul quale mancano totalmente dati, determinano alterazioni neurologiche, della sfera cognitiva e dell'apprendimento nei bambini. Tale aspetto, ben documentato da numerosi studi scientifici [8-11], è stato del tutto trascurato nel disegno dello studio Monitor.

6. - ESAME DELLE "FASCE DEBOLI" DELLA POPOLAZIONE

È stato ben documentato in letteratura che alcune classi di età (bambini, anziani) e soggetti affetti da patologie croniche sono maggiormente suscettibili agli effetti dell'inquinamento ambientale (principalmente per patologie cardio-respiratorie) anche per concentrazioni di inquinanti molto al di sotto di quelle indicate dalla specifica normativa vigente, quali quelle rilevate dallo studio Monitor nei territori in esame. In considerazione di questo, lo studio Monitor avrebbe dovuto considerare con particolare attenzione gli effetti a breve termine degli inquinanti emessi dagli impianti in esame in tali categorie di soggetti a rischio, nelle quali sarebbe facilmente dimostrabile un impatto misurabile sulla salute (principalmente patologie cardio-respiratorie) anche per minimi incrementi delle concentrazioni atmosferiche degli inquinanti.

7. - DISOMOGENEITÀ NELLA COMPOSIZIONE DELLE COORTI

I risultati dello studio Monitor derivano dalla sintesi di osservazioni diverse in gruppi di residenti tra loro disomogenei (diversi criteri di arruolamento) e solo parzialmente tra loro confrontabili. Gli stessi Autori descrivono infatti in questo modo le diverse coorti esaminate:

- **Coorte del 1995:** *“è la più ampia ma anche la meno definita per quanto riguarda la durata dell’esposizione e la latenza, potendo comprendere soggetti presenti nelle aree in studio per periodi molto differenti, senza alcuna possibilità di precisare l’inizio dell’esposizione”.*
- **Coorte del 1991:** *“è meno ampia della prima ma meglio definita per quanto concerne la durata minima di esposizione, poiché comprende solo soggetti residenti nelle aree in studio, allo stesso indirizzo, per almeno nove anni, benché nessuna informazione sia disponibile circa la durata reale dell’esposizione”.*
- **Coorte di Modena:** *“comprende pochi soggetti, che tuttavia presentano durata dell’esposizione e latenza certe”.* Secondo gli Autori questa sarebbe la coorte più attendibile.
- **Dal calcolo dell’incidenza di tumori,** inoltre, è stata esclusa l’area di Bologna (24194 soggetti), in quanto priva di un registro tumori. L’esclusione di un numero così rilevante di soggetti dall’analisi statistica potrebbe avere significativamente inficiato l’analisi epidemiologica dei dati.
- **Si esprimono poi forti dubbi sulla completezza e/o correttezza del reclutamento dei casi;** infatti con riferimento alla coorte dei sarcomi dei tessuti molli stratificata per classi di età, nella fascia tra 0 e 9 anni non risulta incluso alcun caso. Viceversa siamo a conoscenza di almeno un caso di rhabdomyosarcoma embrionario diagnosticato nel 2006 all’età di 8 anni e 7 mesi residente entro una delle aree incluse nello studio. Non

abbiamo elementi per sapere se si tratti di un caso perso o mal collocato, in ogni caso ci sembra una grave manchevolezza alla luce della così grande importanza che casi così rari rivestono.

8. - MODELLI DI ESPOSIZIONE DELLE POPOLAZIONI RESIDENTI

Come dichiarato dagli stessi Autori, *“L’esposizione è stata attribuita applicando modelli di dispersione a dati storici di emissione dagli inceneritori, relativi a un periodo non recente, nel quale non è possibile escludere che il numero, le modalità di campionamento e di analisi dei dati non fossero perfettamente omogenei tra siti”*. Tale ulteriore fonte di incertezza rende potenzialmente inattendibili soprattutto le analisi statistiche sugli effetti a breve termine.

9. - STUDI IN VITRO

La linea progettuale 5 si proponeva di valutare gli *“effetti tossicologici dell’aria prelevata in prossimità degli impianti di incenerimento”*, utilizzando metodologie di biologia molecolare *in vitro*. I risultati di questa linea progettuale portavano gli Autori a concludere che *“l’analisi condotta esclude che ci sia un rischio cancerogeno legato all’attività dell’impianto”*, in quanto dimostravano comparabili livelli di tossicità nei campioni prelevati nei diversi siti esaminati.

I test sono stati eseguiti partendo da campioni di aria PM2.5 raccolti in soli due periodi dell’anno (56 giorni durante l’estate e 77 giorni durante l’inverno), che difficilmente possono essere rappresentativi di un prolungato periodo di accumulo biologico. Tale modalità, inoltre, esclude dall’analisi gli effetti biologici legati ai picchi di esposizione che, come evidenziato in altre linee progettuali del Monitor (Quaderno di Monitor 04>11), sono evenienze frequenti.

Le proprietà infiammatorie dei campioni esaminati sono state valutate mediante uno studio comparativo dell’attività di IL-1beta stimolata da particolato raccolto nei

quattro siti prescelti. I monociti sui quali sono stati eseguiti i test sono stati esposti a particolato alle concentrazioni di 80, 160, 320 µg/ml per 6 ore. Tali concentrazioni risultano essere notevolmente più elevate di quelle usate in studi precedenti, che utilizzavano concentrazioni comprese tra 30 e 125 µg/ml [12-15], al fine di rilevare anche minimi effetti di tossicità cellulare [14], che sono assolutamente rilevanti ai fini comparativi.

Le elevate concentrazioni utilizzate nel modello di studio di questa linea progettuale del Monitor potrebbero aver “appiattito” le differenze ed aver indotto un errore statistico nella valutazione comparativa.

Gli Autori inoltre escludono “*che ci sia un rischio cancerogeno legato all’attività dell’impianto*” sulla base dei test di mutagenesi e cancerogenesi effettuati a partire dagli stessi campioni. È stato in precedenza dimostrato che gli effetti genotossici del PM2.5 rilevabili *in vitro* dipendono in maniera significativa dalla sostanza usata per la sua estrazione [16]. Gli Autori hanno impiegato nel loro modello sperimentale acetone. Affermano infatti che “*Una delle tappe più critiche è stata la scelta del solvente di estrazione*” e che “*Dopo alcune prove preliminari, la scelta si è orientata sull’acetone*” (pag. 116). Ai fini della comparazione di genotossicità sarebbe stato preferibile evitare questa sostanza in quanto, a differenza del toluene, estrae composti con comparabili differenze genotossiche [16]. Questo potrebbe aver annullato il maggior rischio di genotossicità legato alla particolare composizione chimica del PM2.5 emesso dall’inceneritore in esame.

ANALISI DEI RISULTATI

Nonostante i limiti metodologici esposti, i risultati dello studio Monitor hanno evidenziato quanto segue:

1. Patologie tumorali

- Aumentata mortalità per tumori primitivi del fegato negli uomini;
- Aumentata incidenza di tumori primitivi del pancreas negli uomini;
- Aumentata mortalità per cancro della vescica negli uomini;

- Aumentata mortalità per cancro del colon nelle donne;
- Aumento del rischio relativo di linfoma non-Hodgkin nella coorte di Modena;
- Aumento del rischio di tumore del polmone nei maschi della coorte di Modena e nelle femmine della “coorte del 1991”;
- Aumento del rischio di tumore dell’ovaio per livelli di esposizione intermedi nella “coorte del 1995” e in quella del 1991.

Il Comitato Scientifico dello studio dichiara che “Dato il grande numero (oltre 190) di test statistici per il trend che sono stati effettuati, è da ritenersi che queste osservazioni esprimano fluttuazioni casuali, anche per la mancanza di replicazione delle osservazioni tra un sesso e l’altro”. Qualora tale affermazione fosse vera, essa invaliderebbe l’intero disegno statistico dello studio, compresi i risultati che escludono un rapporto di causalità tra gli inquinanti emessi e il numero di morti per patologia tumorale registrati.

L’affermazione di correttezza delle analisi statistiche effettuate (pur in considerazione dei limiti metodologici di altra natura esposti in precedenza), porterebbe invece a ritenere valide le associazioni epidemiologiche positive sopra elencate.

La replicazione delle osservazioni nei due sessi è infine argomento non sostenibile ai fini della dichiarazione di invalidità dei risultati esposti, in quanto è ampiamente nota la differenza di incidenza di specifiche patologie tumorali nei due sessi. È inoltre da considerare la possibilità di un diverso effetto biologico e di differenti meccanismi di azione degli inquinanti ambientali nei due generi.

2. Patologie non tumorali

L’esposizione all’inquinamento da inceneritori di rifiuti risultava statisticamente associata a:

- Aumentato rischio di malattie ischemiche cardiache e di mortalità per malattie cardiocircolatorie nelle femmine;
- Aumentato rischio di mortalità per malattie respiratorie acute nelle femmine;

- Aumentato rischio di nati pre termine;
- Aumentato rischio di aborti spontanei;
- Andamento crescente del rischio di malformazioni nel loro complesso con l'esposizione ambientale.

A proposito di quest' ultimo risultato si ricorda che precedenti studi hanno dimostrato una aumentata incidenza di esiti infausti della gravidanza e malformazioni di vario genere in prossimità di inceneritori [17-19]. In particolare uno studio caso controllo [2] condotto in Francia, in cui sono state indagate solo le malformazioni urogenitali in relazione alle emissioni di 21 inceneritori secondo un modello matematico (ADMS3 software) di dispersione calcolato entro 10 km per ogni singolo impianto, ha evidenziato un OR pari a 2.95, ampiamente significativo (CI 1.47- 5.92).

Tale dato non è stato confermato dallo studio Monitor. Tuttavia, i risultati del Monitor in merito a tale parametro sono scarsamente attendibili, sia per i limiti metodologici esposti in precedenza che, come riferito dagli stessi estensori dello studio, per *“difficoltà a utilizzare le SDO per l'individuazione dei nati malformati, a causa della presenza di errori di compilazione in una materia molto complessa come la diagnosi di malformazione e, d'altro canto, ha rilevato la copertura non omogenea sul territorio regionale del Registro IMER”*.

Trattandosi poi di patologia rara, si deve poi ritenere applicabile l'osservazione fatta dal comitato scientifico a proposito dei tumori rari, ossia che *“sarebbe stato difficile identificare un aumento del rischio, se non nel caso di un improbabile rischio molto alto”*.

A maggior ragione, pertanto, il dato dell'aumento delle malformazioni nel loro complesso non può a nostro avviso essere sottovalutato. Inoltre desta sconcerto il fatto che su un totale di 1656 nati nel raggio di 4 km dai 2 inceneritori di Ferrara (uno attivo durante l'intero periodo di indagine 2003-2006, l'altro chiuso nel 2005) siano stati esclusi i 1311 nati entro i 4 km dall'impianto di incenerimento chiuso nel 2005 con la motivazione che: *“le valutazioni ed analisi ambientali sono state effettuate solo sull'inceneritore attualmente operante, per cui non siamo stati in grado di*

includere una parte delle nascite a Ferrara nella nostra analisi” (pag. 27 rapporto finale della Linea Progettuale 3-azione 2). Con oltre 3 milioni e 400.000 euro (costo del progetto Monitor per il complesso delle indagini) risulta incomprensibile come sia stato possibile non completare l’indagine in modo adeguato, tanto più per il sito di Ferrara, sede a livello regionale del registro IMER.

Di particolare rilievo appare inoltre il dato dei nati pre termine, che è coerente con quanto confermato da studi in laboratorio per esposizione a diossine [20].

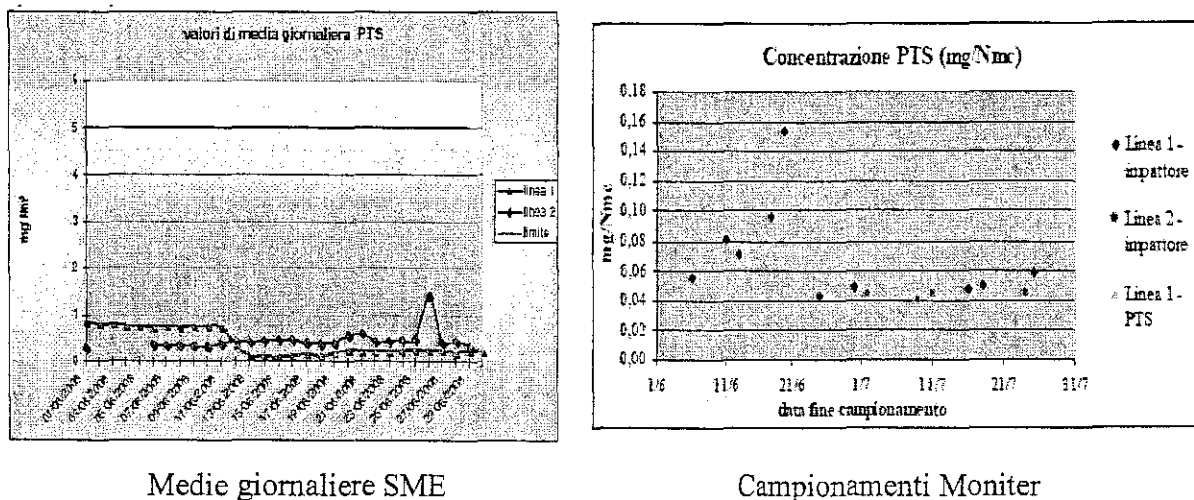
3. Emissioni di particolato

Gli Autori affermano (quaderno 3>11, pag 39), che le concentrazioni (numeriche) delle particelle misurate all’emissione si collocano sempre su livelli leggermente superiori, quando non confrontabili, con quelli misurati nell’aria di combustione, che presenta valori pari a circa 20.000 particelle/cm³. Tuttavia, per la stima dell’aria di combustione (aria comburente) è stato prelevato un unico campione (contro i 7 delle emissioni) a 50 m di altezza (di fianco al punto di campionamento a camino), che riguardava il PM 10. Tutti i campionamenti a camino hanno invece considerato il PM2,5. Inoltre, mentre i prelievi a camino hanno avuto durate variabili tra 90 e 210 minuti, il prelievo di aria ambiente ha avuto una durata di soli 8 minuti. Una singola misura relativa ad una situazione pressoché istantanea non può dunque essere considerata rappresentativa dell’aria ambiente in termini generali, specie se confrontata con misure effettuate mediante diverse modalità tecniche. I limiti metodologici descritti rendono dunque poco credibili le conclusioni degli Autori, che sottolineano uno scarso contributo dell’impianto alla produzione di particolato.

È necessario osservare come nel documento relativo alla Linea progettuale 1 (LP1) Azione 3 (pag 30), il grafico del PTS rilevato dallo SME mostri valori decisamente più alti di quelli registrati nell’ambito dello studio Monitor ai fini della caratterizzazione del particolato. In particolare, dal 1 giugno all’11 giugno i valori misurati dallo SME (medie giornaliere) sono prossimi ad 1 mg/Nm³, mentre i valori trovati nei campionamenti Monitor dello stesso periodo (4 giugno-11 giugno) hanno

un valore medio di 0,07 mg/Nm³, ossia meno di 1/10 dei valori misurati dallo SME. Tale discrepanza è evidente per tutti i valori del PTS misurati dallo SME, che sono sempre molto più alti di quelli misurati dal Monitor. Quelli relativi alla linea 2, ad esempio, per lo SME oscillano attorno a 0,5 mg/Nm³ (con una punta di 1,5 mg/Nm³), mentre secondo i rilevamenti Monitor sono dell'ordine di 0,05 mg/Nm³, ancora una volta inferiori di un ordine di grandezza. Tutte le considerazioni relative alla consistenza numerica del particolato sembrerebbero dunque inficiate da questa indubbia sottovalutazione del dato gravimetrico complessivo (v. grafici di Figura 8).

Figura 8.



Medie giornaliere SME

Campionamenti Monitor

Le indagini condotte sulle emissioni dell'inceneritore di Bologna hanno dimostrato che *“la concentrazione numerica delle particelle emesse è risultata soggetta a variazioni, anche di un ordine di grandezza (dalle decine di migliaia alle centinaia di migliaia di particelle per centimetro cubico di gas emesso), e con un andamento che pare ciclico”*. Queste hanno rilevato che *“i picchi emissivi paiono essere legati all'emissione di particelle di dimensioni ...con diametro aerodinamico inferiore a 100 nm”*.

Ciò assume particolare rilievo epidemiologico, in quanto numerose pubblicazioni scientifiche hanno ampiamente dimostrato che questo tipo di particelle (particolato

ultrafine, nanopolveri) è il più dannoso per la salute umana, in quanto in grado di passare rapidamente dai polmoni alla circolazione sistemica. E' stato anche dimostrato che le particelle di diametro inferiore a 100nm causano effetti sulla salute umana indipendentemente dalle concentrazioni atmosferiche di PM10 [21].

Nonostante queste evidenze, la concentrazione delle polveri ultrafini non è regolamentata da alcuna legislazione, pur rappresentando un grave rischio per la salute umana [22-26].

Inoltre, le particolari caratteristiche fisiche delle polveri ultrafini causano lo spostamento delle stesse (in conseguenza di variabili atmosferiche) anche di centinaia di chilometri dal punto di emissione. Questo rimarca ulteriormente la inefficacia dei limiti spaziali (4 Km) e dei modelli di ricaduta delle polveri presi in considerazione dagli Autori dello studio Monitor, anche alla luce della interazione tra più inquinanti nei diversi territori in esame.

CONCLUSIONI

In conclusione, nonostante gli evidenti limiti metodologici dello studio Monitor, alcuni dei risultati descritti (in particolare aumento del rischio relativo di linfoma non-Hodgkin, aumentato rischio di malattie ischemiche cardiache e di mortalità per malattie cardiocircolatorie, aumentato rischio di aborti spontanei, andamento crescente del rischio di malformazioni nel loro complesso con l'esposizione ambientale) appaiono coerenti con altre segnalazioni emerse dalla letteratura.

Inoltre, come recentemente segnalato, anche per inceneritori che rispettano i limiti emissivi e per inquinanti di norma considerati di minor rilievo (NOx, NO₂, PM10, CO) il “*carico complessivo*” di morti e malati non è affatto trascurabile [27].

Quanto sopra esposto deve pertanto, a nostro avviso, essere considerato come un importante insieme di segnali di allarme circa l'esistenza di ricadute negative per la salute nelle popolazioni esposte alle emissioni di questi impianti, in particolare in un territorio quale la Pianura Padana che, non dimentichiamo, è fra le cinque aree più inquinate del pianeta. Queste preoccupazioni sono condivise da una parte importante

della Comunità Scientifica. Recentemente un grande epidemiologo americano, il dott. David Kriebel (Dipartimento Salute ed Ambiente del Massachussets), commentando il lavoro della S. Cordier [2] ha scritto: *“Lo studio Cordier suscita serie preoccupazioni in relazione ai rischi per la salute dovuti alle emissioni di impianti urbani di incenerimento dei rifiuti. Questo dato, combinato con l’evidenza di altri effetti negativi di questa tecnologia, dovrebbe essere di per sé determinante nella scelta della gestione dei rifiuti. Infatti, oltre ad essere molto pericolosi per la salute, tali impianti:*

1) - provocano la produzione di ceneri pesanti e scorie tossiche comunque da smaltire;

2) - contribuiscono al riscaldamento globale;

3) - impediscono la riduzione dei rifiuti e il riciclaggio, poiché una volta che questi impianti costosissimi sono stati costruiti, i gestori vogliono avere garantita una sorgente continua di rifiuti per alimentarli” [28].

Ciò obbliga a sottolineare l’importanza dell’applicazione del principio di precauzione che, nel caso in oggetto, vale a dire l’abolizione dell’incenerimento dei rifiuti, in quanto *“nessun rischio aggiuntivo alla salute pubblica proveniente da questa pratica può essere considerato accettabile [27].”*

** U.O. Medicina Interna - P.O. Bisceglie. (E-mail: agostinodiciaula@fiscali.it).*

*** Medico oncologo ed ematologo; Medicina Democratica Regione Toscana. (E-mail: patrizia.gentilini@villapacinotti.it).*

BIBLIOGRAFIA

- 1 Risultati del progetto Monitor,
http://www.arpa.emr.it/pubblicazioni/monitor/generale_1526.asp. 2011.
- 2 Cordier S, Lehebel A, Amar E, et al. Maternal residence near municipal waste incinerators and the risk of urinary tract birth defects. *Occup Environ Med* 2010;**67** (7):493-9.
- 3 Gorla S, Daniau C, de Crouy-Chanel P, et al. Risk of cancer in the vicinity of municipal solid waste incinerators: importance of using a flexible modelling strategy. *Int J Health Geogr* 2009;**8**:31.
- 4 Zambon P, Ricci P, Bovo E, et al. Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: a population-based case-control study (Italy). *Environ Health* 2007;**6**:19.
- 5 Kitamura K, Kikuchi Y, Watanabe S, et al. Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *J Epidemiol* 2000;**10** (4):262-70.
- 6 Floret N, Mauny F, Challier B, et al. Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology* 2003;**14** (4):392-8.
- 7 Lee CS, Lim YW, Kim HH, et al. Exposure to heavy metals in blood and risk perception of the population living in the vicinity of municipal waste incinerators in Korea. *Environ Sci Pollut Res Int* 2011.
- 8 Bose-O'Reilly S, McCarty KM, Steckling N, et al. Mercury exposure and children's health. *Curr Probl Pediatr Adolesc Health Care* 2010;**40** (8):186-215.
- 9 Iglesias V, Steenland K, Maisonet M, et al. Exposure to lead from a storage site associated with intellectual impairment in Chilean children living nearby. *Int J Occup Environ Health* 2011;**17** (4):314-21.
- 10 McDermott S, Wu J, Cai B, et al. Probability of intellectual disability is associated with soil concentrations of arsenic and lead. *Chemosphere* 2011;**84** (1):31-8.
- 11 Obiri S, Dodoo DK, Armah FA, et al. Evaluation of lead and mercury neurotoxic health risk by resident children in the Obuasi municipality, Ghana. *Environ Toxicol Pharmacol* 2010;**29** (3):209-12.
- 12 Guastadisegni C, Kelly FJ, Cassee FR, et al. Determinants of the proinflammatory action of ambient particulate matter in immortalized murine macrophages. *Environ Health Perspect* 2010;**118** (12):1728-34.
- 13 Pozzi R, De BB, Paoletti L, et al. Inflammatory mediators induced by coarse (PM2.5-10) and fine (PM2.5) urban air particles in RAW 264.7 cells. *Toxicology* 2003;**183** (1-3):243-54.
- 14 Pozzi R, De BB, Paoletti L, et al. Winter urban air particles from Rome (Italy): effects on the monocytic-macrophagic RAW 264.7 cell line. *Environ Res* 2005;**99** (3):344-54.

- 15 Shoenfelt J, Mitkus RJ, Zeisler R, et al. Involvement of TLR2 and TLR4 in inflammatory immune responses induced by fine and coarse ambient air particulate matter. *J Leukoc Biol* 2009;**86** (2):303-12.
- 16 Buschini A, Cassoni F, Anceschi E, et al. Urban airborne particulate: genotoxicity evaluation of different size fractions by mutagenesis tests on microorganisms and comet assay. *Chemosphere* 2001;**44** (8):1723-36.
- 17 Dummer TJ, Dickinson HO, Parker L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93. *J Epidemiol Community Health* 2003;**57** (6):456-61.
- 18 Malik S, Schechter A, Caughy M, et al. Effect of proximity to hazardous waste sites on the development of congenital heart disease. *Arch Environ Health* 2004;**59** (4):177-81.
- 19 Tango T, Fujita T, Tanihata T, et al. Risk of adverse reproductive outcomes associated with proximity to municipal solid waste incinerators with high dioxin emission levels in Japan. *J Epidemiol* 2004;**14** (3):83-93.
- 20 Ding T, McConaha M, Boyd KL, et al. Developmental dioxin exposure of either parent is associated with an increased risk of preterm birth in adult mice. *Reprod Toxicol* 2011;**31** (3):351-8.
- 21 Ibald-Mulli A, Wichmann HE, Kreyling W, et al. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 2002;**15** (2):189-201.
- 22 Donaldson K, Brown D, Clouter A, et al. The pulmonary toxicology of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 2002;**15** (2):213-20.
- 23 Donaldson K, Tran L, Jimenez LA, et al. Combustion-derived nanoparticles: a review of their toxicology following inhalation exposure. *Part Fibre Toxicol* 2005;**2**:10.
- 24 Donaldson K, Seaton A. The Janus faces of nanoparticles. *J Nanosci Nanotechnol* 2007;**7** (12):4607-11.
- 25 Duffin R, Mills NL, Donaldson K. Nanoparticles-a thoracic toxicology perspective. *Yonsei Med J* 2007;**48** (4):561-72.
- 26 Seaton A, MacNee W, Donaldson K, et al. Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet* 1995;**345** (8943):176-8.
- 27 Kim YM, Kim JW, Lee HJ. Burden of disease attributable to air pollutants from municipal solid waste incinerators in Seoul, Korea: a source-specific approach for environmental burden of disease. *Sci Total Environ* 2011;**409** (11):2019-28.
- 28 Kriebel D. Incinerators, birth defects and the legacy of Thomas Bayes. *Occup Environ Med* 2010;**67** (7):433-4.