



LINEA PROGETTUALE 5

Valutazione degli effetti tossicologici dell'aria prelevata
in prossimità degli impianti di incenerimento

AZIONE 5
Valutazione del rischio cancerogeno

Relazione finale

Responsabile: Sandro Grilli (Università di Bologna)

Novembre 2011

www.monitor.it

Il progetto Monitor: organizzazione di un sistema di sorveglianza ambientale e valutazione epidemiologica nelle aree circostanti gli impianti di incenerimento in Emilia-Romagna, è promosso dagli assessorati Politiche per la salute e Ambiente, riqualificazione urbana della Regione, in collaborazione con Arpa

Riassunto

L'azione 5 della Linea Progettuale 5 (LP5) si è focalizzata sui dati delle misurazioni gravimetriche dei particolati atmosferici (PM) $PM_{2,5}$ e PM_{10} , idrocarburi policiclici aromatici (IPA), idrocarburi policiclici aromatici nitrati (NIPA), diossine e furani e policlorodifenili (PCB) effettuate nei vari siti nell'ambito della LP2 nelle due campagne (estiva ed invernale) per ricavare, in base alle potenze relative entro la stessa classe di composti chimici e all'unità di rischio cancerogeno (UR) specifico selezionato, il rischio cancerogeno per inalazione dell'aria urbana per tutta la vita.

Sono state valutate di questi composti le concentrazioni medie stagionali in aria relative ai due periodi di campionamento, presenti nei $PM_{2,5}$ e PM_{10} . Nel caso di valori inferiori al limite di rilevanza si è utilizzato cautelativamente la metà di tale valore. Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il *t*-Test di Student e confrontando le misurazioni effettuate nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) con quelle dei relativi siti di minima ricaduta (rispettivamente Calamosco e F19) e quelle dei siti di fondo urbano (Margherita), di fondo rurale (Veduro) e di massima influenza di tutte le altre fonti (Pianeta). Sono state condotte, inoltre, valutazioni relative alla differenza nelle concentrazioni degli inquinanti misurati e nei valori di Benzo(a)pirene (B(a)P) equivalenti e TCDD (2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-diossina) equivalenti fra le due campagne di monitoraggio condotte durante il periodo estivo 2008 e quello invernale 2009. Per valutare il rischio per la salute umana di miscele di idrocarburi policiclici aromatici, infatti, agenzie regolatorie internazionali e nazionali suggeriscono di utilizzare i fattori di equivalenza (Potency Equivalence Factors, PEF), che, quando disponibili, correlano il potenziale cancerogeno di IPA e NIPA a quello del B(a)P (pari a 1). Per valutare l'effetto cancerogeno di diossine, furani e PCB diossino-simili, è stato utilizzato, in rapporto al solo $PM_{2,5}$, il valore trasformato, mediante un sistema di TEF (TCDD Equivalency Factors, fattori equivalenti di tossicità) definito a livello internazionale WHO-TEF 2005 (24), di ogni singola diossina e di ogni singolo PCB diossino-simile in TCDD equivalenti (TEQ) riferiti alla diossina di Seveso (TCDD) valutata come 1.

Le valutazioni sui dati raccolti nelle due campagne di monitoraggio sono così riassumibili:

- 1) La concentrazione degli inquinanti aerodispersi valutati nei due PM, quali: IPA e NIPA (espressi come totale dei singoli IPA misurati e somma di quelli che presentano il fattore di potenza cancerogena, oltre al valore del singolo B(a)P e ai trasformati in BaP equivalenti), PCB (sia totali, sia diossino-simili, sia non diossino-simili), diossine e furani non risulta essere superiore nei campioni prelevati nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) rispetto ai campionamenti effettuati presso i siti di minima ricaduta (Calamosco e F19, che costituiscono i rispettivi controlli) in entrambe le campagne di monitoraggio (estiva 2008 e invernale 2009). Alla luce di tali osservazioni sperimentali e sulla base dei modelli di ricaduta valutati, l'impatto sulla qualità dell'aria dell'impianto di termovalorizzazione di Bologna sembra non sussistere.
- 2) Confrontando le misurazioni di IPA effettuate nelle due campagne di monitoraggio si osserva un aumento nella concentrazione di tali contaminanti di circa un ordine di grandezza durante la stagione invernale 2009. Le concentrazioni di NIPA sono più elevate in estate rispetto all'inverno, come atteso. L'andamento invece è opposto se si considera il valore trasformato in B(a)P equivalenti relativo sia agli IPA che a quello risultante in seguito all'aggiunta del contributo dei NIPA. I livelli di PCB, invece, risultano simili e paragonabili nei due differenti periodi di campionamento. Per quanto riguarda le concentrazioni di diossine e furani si osserva un aumento significativo nella campagna invernale rispetto a quella estiva ma, in seguito alla trasformazione del dato in TCDD equivalenti, valore più predittivo per gli effetti tossici, tale significatività viene persa. Di nuovo non si osservano nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) valori superiori ai siti dei controlli (rispettivamente Calamosco e F19).
- 3) In riferimento alla valutazione del rischio cancerogeno si può affermare che i livelli di B(a)P misurati in entrambe le campagne di monitoraggio sono inferiori al valore limite posto su base annua (1 ng/mc) presente nel riferimento normativo (D.Lgs 152/07). In particolare le concentrazioni

di B(a)P misurate durante la campagna di monitoraggio estiva sono di 2 ordini di grandezza inferiori rispetto a tale limite regolatorio e quelle relative alla campagna invernale sono inferiori di circa 1 ordine di grandezza al limite regolatorio. Per quanto riguarda il valore trasformato di B(a)P equivalenti, in entrambi i periodi considerati, l'applicazione dell'UR di cancro porta a stimare un incremento del rischio dell'ordine di quello definito in letteratura (di 1×10^{-4} per esposizione a 1 ng/mc) (5, 22) e inferiore di circa 1 ordine di grandezza nella campagna estiva rispetto quella invernale. La stima del rischio cancerogeno relativa al valore trasformato in TCDD equivalenti ha mostrato una situazione analoga tra le due campagne (estiva ed invernale) e valori sempre inferiori a 1 su 1 milione. Si rimarca che si tratta di miscele complesse e non di singola diossina. Questi valori di rischio sono compatibili con la negatività dei campioni analizzati nell'azione 3 della LP5 nel saggio di trasformazione in vitro con il modello cellulare BALB/c 3T3 A31-1-1 la cui sensibilità è dell'ordine di 1 su 10.000. Relativamente all'approccio alle diossine (TCDD-equivalenti) tramite TDI (Tolerable Daily Intake, la dose giornaliera tollerabile), la dose derivante dall'inalazione è in tutti i casi simile e inferiore al TDI di più di 2 ordini di grandezza. In altri termini, valori così bassi di diossine inalate non costituiscono un problema sanitario.

Abstract

Action no. 5 of the MONITER project line no. 5 (PL 5) was focused on gravimetric measurements of particulate matter (PM) $PM_{2.5}$ and PM_1 , polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), nitroPAHs (NIPAs), dioxins, furans and polychlorinated biphenyls (PCBs). Such determinations were performed within the project line no. 2 during the summer and winter campaigns and used in order to evaluate the lifetime cancer risks associated with air inhalation in different sites, by the relative potency of compounds belonging to the same chemical class and the specific unit of carcinogenic risk.

The daily mean concentrations of these chemicals in $PM_{2.5}$ and PM_1 were measured in two sampling periods (summer and winter). When the data was inferior to detection limit, just as caution, the half of this value was used. Statistical analyses were performed by Student t-Test to compare the daily mean data from the sites with the maximal fallout of the waste-to-energy plant (Frullo East and Frullo West) to the data evaluated in the relative minimal fallout sites (Calamosco and F19, respectively) and those measured in other sites (Margherita, urban background; Veduro, rural background; Pianeta, where the maximal contribution of all other sources was present). Furthermore, the comparison of the measured pollutants, expressed as air concentrations of Benzo(a)pyrene (B(a)P) equivalents and TCDD (2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin) equivalents, from each site during summer 2008 and winter 2009 were evaluated. Indeed, international and national regulatory Agencies suggest to use equivalence factors (PEF), when available, to evaluate risk for human health of PAHs mixtures. The potency of many individual PAHs and NPAHs relative to that of B(a)P (agreed upon 1) was estimated in order to obtain B(a)P equivalents. The carcinogenic risk related to dioxins, furans and dioxin-like PCBs were evaluated, only in $PM_{2.5}$, by using an international TEF (TCDD Equivalency Factors) system established by WHO in 2005 (24) where the potency of each chemical is referred to TCDD (agreed upon 1), and added up to obtain TCDD equivalents (TEQ) values.

Evaluations of the data collected in the two campaigns can be synthesized as follows:

- 1) The mean concentrations of PAHs, NPAHs, PCBs, dioxins and furans in $PM_{2.5}$ and PM_1 measured in maximal fallout sites (Frullo East and Frullo West) are not higher than those of the relative controls (Calamosco and F19, respectively) in both 2008 summer and 2009 winter campaigns. This is true, as to PAHs, for B(a)P alone, total PAHs, sum of PEF-bearing PAHs and B(a)P equivalents and, as to PCBs, for total PCBs, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs. Analogous considerations held for dioxins. Thus, no impact of Bologna incinerator on air quality seems to occur.
- 2) As to PAHs, their concentrations and also their transformation in B(a)P equivalents, are about 1 order of magnitude higher in the 2009 winter campaign than in 2008 summer campaign. The mean concentration of NPAHs, instead, is higher in summer than winter campaign, as expected. An opposite trend is been shown about the B(a)P equivalents concerning both PAHs and the values after addition of the contribution by NPAHs. On the contrary, PCBs concentrations are comparable in the two campaigns as well as the concentrations of TCDD equivalents, even if the concentrations of total dioxins are significantly higher in the winter campaign. However, total of dioxins is a less predictive indicator of toxicity when compared to TCDD equivalents. Again, pollutant values in the maximal fallout sites (Frullo East and Frullo West) are not higher than those measured in the related control sites (Calamosco and F19, respectively).
- 3) B(a)P air concentrations in both campaigns (summer and winter) are lower than the Italian annual legal limit of 1 ng/mc (Decree 152/2007). B(a)P concentrations measured in summer are 2 orders of magnitude inferior to this legal limit, whereas the winter values are about 1 order of magnitude inferior to the same limit. The cancer risks calculated on B(a)P equivalents in both seasons are

always inferior to that reported in the literature (1 in 10,000 associated to exposure to 1 ng/mc) (5, 22). In particular, B(a)P equivalents in summer campaign are 1 order of magnitude lower than in winter. Cancer risk values associated to TCDD equivalents show no difference between summer and winter campaigns and are always lower than 1 in 1 million. It should be outlined that it is a matter of complex mixtures and not of a single dioxin. Such cancer risk values are compatible with the negative results obtained in in vitro BALB/c 3T3 A31-1-1 cell transformation assay in the action no. 3 of the MONITER PL 5. In fact, the sensitivity of this cell model is around 1 in 10,000. As far as the TDI approach to evaluation of TCDD equivalents is concerned, the daily dose deriving from inhalation is in all cases similar and more than 2 orders of magnitude inferior to TDI value. In other words, inhalation of extremely low concentrations of dioxins is not a health problem.

Premessa

La sicurezza dell'esposizione umana ad agenti potenzialmente tossici e in grado di indurre l'insorgenza di patologie nella popolazione corrisponde ad una fondata previsione dell'assenza di effetti avversi, cioè tossici (generali e speciali), per assunzione di una certa dose giornaliera dell'agente in questione. La valutazione, nell'ambito di comitati di esperti nazionali, sovranazionali e internazionali, è effettuata caso per caso, cioè composto per composto. Poiché il rischio tossicologico, e anche quello cancerogeno, pari a zero non esiste, è implicito nella definizione sopra fornita che "sicuro" non è sinonimo di assenza di rischi.

Per le sostanze prive di effetti mutageni e cancerogeni, cioè i tossici generali e i tossici per la fertilità e lo sviluppo, la dose giornaliera accettabile (ADI: Acceptable Daily Intake) o tollerabile (TDI: Tolerable Daily Intake) viene determinata più frequentemente da dati di vaste sperimentazioni su diverse specie animali utilizzando, tra le tante, la dose più bassa alla quale non si è osservato alcun effetto tossico (NOAEL: No Observed Adverse Effect Level). Questa dose NOAEL viene abbattuta nel passaggio all'uomo di un fattore di sicurezza (FS) pari, in genere, a 100 (10 per l'estrapolazione di specie, 10 per le variabilità interindividuali nell'ambito della stessa specie). In ogni caso tutte le esposizioni inferiori all'ADI/TDI (che è una dose soglia) sono definite sicure. Il superamento della soglia, se eclatante, determinerà effetti tossici, la cui intensità, frequenza e tipologia sarà relata alla dose e all'agente. Nell'approccio statunitense si usa il termine dose di riferimento (RfD) invece di ADI/TDI.

Per le sostanze mutagene e cancerogene mutagene l'approccio è probabilistico senza soglia di dose di nessun effetto. Occorre stimare, quando i dati sono disponibili, il rischio cancerogeno in eccesso rispetto all'incidenza spontanea, moltiplicando l'unità di rischio (UR) (o potenza o hazard), che corrisponde al numero di tumori in eccesso attesi entro una certa dimensione di popolazione a seguito di assunzione quotidiana per tutta la vita di una dose unitaria del cancerogeno, per la reale assunzione giornaliera, misurata o stimata, di tale cancerogeno (esposizione = E).

Il rischio è pertanto: $UR \times E$.

UR è ricavato dai dati in genere sperimentali sui piccoli roditori utilizzando modellistiche matematiche linearizzate (la più usata è il multistage linearizzato) nell'ambito delle basse dosi. Il modello Multistage Linearizzato mima la cancerogenesi a tappe multiple con l'incidenza, $P(d)$, che è relata alla dose elevata a esponenti numerici crescenti ($d^1, d^2 \dots d^n$). La sua formulazione è la seguente: $P(d) = 1 - e^{-(k_0 + k_1 d + k_2 d^2 + k_3 d^3 + \dots + k_n d^n)}$. Dopo l'adattamento della curva ai dati sperimentali, il modello multistage è reso lineare alle dosi basse e molto basse considerando solo i dati relativi all'espressione $P(d) = 1 - e^{-(k_0 + k_1 d)}$, ove k_1 (o meglio, il suo limite di confidenza superiore) è la potenza cancerogena (UR). E' il modello usato nel calcolo della dose di riferimento (Benchmark dose) per un incremento di effetto del 10% per i cancerogeni ed è il più cautelativo. Si sottolinea che le incertezze relate all'estrapolazione del rischio alle dosi molto basse aumentano. Questa è una problematica generale ben nota ai valutatori del rischio e non specifica di un particolare sito sottoposto a monitoraggio (es. Frullo est).

L'approccio USA (1 e 2) utilizza da oltre 10 anni lo Slope Factor (SF, potenza cancerogena), calcolato dividendo l'eccesso di rischio del 10% (= 0,1) per il limite di confidenza inferiore della dose efficace 10% che determina tale eccesso di rischio (LED₁₀: Lowest Effective Dose).

Per cui $SF = 0,1/LED_{10}$.

SF identifica la pendenza della relazione lineare tra dose e risposta ed è esso stesso indice di potenza e UR se espresso in mg/kg p.c./die (via orale) o la premessa per il calcolo di UR se si tratta di inalazione di mg di cancerogeno/mc di aria: in pratica, mg/mc x 30 mc/die (inalazione di un adulto in 24 h)/60 kg (peso medio tra i 2 sessi di un adulto) determina la conversione in UR che viene così espresso in mg/kg p.c./die. I due valori utilizzati in USA sono 20 mc/die e 70 kg di p.c., ma questo cambia molto poco il risultato.

Calcolato il rischio, si pone il problema della gestione e della sua tollerabilità. Le agenzie federali statunitensi Environmental Protection Agency (U.S. EPA) e Food and Drug Administration (U.S.

FDA) hanno stabilito che un rischio in eccesso inferiore a 1 tumore su 1 milione di esposti a una determinata dose di un singolo agente per tutta la vita è trascurabile per la popolazione generale. L'approccio italiano utilizzato dagli esperti coinvolti nella valutazione del rischio in commissioni consultive nazionali (es. prodotti fitosanitari) o comunitarie (es. varie commissioni EFSA, autorità europea per la sicurezza alimentare) è analogo. Il discorso cambia se si tratta non di un singolo agente ma di miscele complesse, per le quali non è ancora stato stabilito un livello di rischio definibile trascurabile, e si è solo in fase iniziale di sviluppo. Relativamente al temuto effetto sinergico delle interazioni, occorre considerare che questo non può avvenire tra diversi Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), diossine e per quei Policlorobifenili (PCB) che agiscono come le diossine in quanto comune è il recettore Ah che media i loro effetti. Il primo composto che interagisce con il recettore se a bassa potenza limita l'azione di composti a maggior potenza per sottrazione della disponibilità del recettore Ah di legarsi ad altri composti, e per cautela gli effetti dei singoli vengono sommati dai valutatori di Comitati internazionali mentre sarebbe attesa competizione. Inoltre, sinergismi notevoli sono stati osservati nell'uomo esposto occupazionalmente a dosi molto alte di diversi agenti. I pochi dati sperimentali disponibili negli animali tendono a indicare che nell'ambito delle dosi molto basse i sinergismi osservati a dosi molto alte tendono a svanire.

Le valutazioni espresse nel seguito per sostanze accertate, probabili o possibili cancerogeni per l'uomo evidenzieranno il rischio stimato da varie fonti utilizzando quelle più attendibili. Per i cancerogeni non mutageni (promotori del cancro) e per esposizione a dosi molto basse di questi composti l'approccio può essere quello a soglia (TDI) precedentemente descritto e non più la stima del rischio. Per la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-para-diossina (TCDD) la questione è controversa: l'U.E. e l'OMS (Organizzazione Mondiale della Sanità) utilizzano il TDI per proteggere dalla tossicità sullo sviluppo, interferenza endocrina e anche da effetti cancerogeni, gli USA utilizzano l'approccio dell'UR cancerogeno o SF.

Questa premessa è ripresa, e aggiornata, dalla relazione sull'inceneritore di Bologna nel monitoraggio precedente, coordinato dalla provincia di Bologna e inserita nel sito <http://www.provincia.bologna.it/ambiente/Engine/RAservePG.phg/P/263011030300/M/254211030505>.

Nelle valutazioni che seguono vengono scelte per effetti cancerogeni le situazioni del caso peggiore.

Scopo

Le matrici da valutare per i possibili impatti sanitari erano, in sintesi:

- a) la concentrazione di vari contaminanti nell'aria influenzata anche dalle emissioni del camino dell'inceneritore;
- b) le prove in vitro di tossicità e di trasformazione cellulare dei contaminanti raccolti nei filtri durante il periodo cumulativo delle misurazioni della contaminazione dei siti selezionati e la definizione delle relazioni dose-risposta allo scopo di determinare la potenza dell'effetto in un sistema biologico predittivo di cancerogenesi (cellule BALB/c 3T3).

In previsione della valutazione di effetti citotossici e trasformanti in vitro in senso neoplastico di estratti di particolato, sono stati eseguiti esperimenti in vitro sulle linee BALB/c 3T3 A31 e BALB/c 3T3 clone A31-1-1 con due noti e potenti cancerogeni che agiscono con meccanismi diversi: rispettivamente 1,2-dibromoetano (1,2-DBE) (24 - 188 ppm) e 3-metilcolantrene (3-MCA) (0.5 -2.5 µg/ml), al fine di verificare la linearità dose-risposta e di calcolare lo slope factor (indice di potenza). I risultati sono stati soddisfacenti per entrambi i cancerogeni di riferimento e in funzione della semina iniziale di 30.000 cellule verso 10.000. La lowest effective dose (LED) è risultata inversamente proporzionale al numero di cellule nel test con 1,2-DBE e abbastanza simile (dell'ordine di 0,06 ppm) per il 3-MCA.

La trasformazione cellulare in vitro correla molto bene con la cancerogenesi nell'animale e con le potenze cancerogene derivabili da studi epidemiologici (es. IPA). Il test su cellule BALB/c 3T3 è un test alternativo praticamente validato a livello internazionale.

Sempre in previsione del successivo utilizzo su dati di trasformazione cellulare in vitro possibilmente indotta da estratti di particolato, si sono aggiornate le conoscenze sulle modellistiche da utilizzare e in particolare sui software disponibili, in grado di fornire dalle relazioni dose-risposta in vivo, come in vitro, i parametri di potenza cancerogena (o UR). L'attenzione si è focalizzata sul software dell'U.S. EPA in continua evoluzione avendo come riferimento la versione più collaudata 1.4.1c da confrontare con quelle più recenti 2.0 e 2.1, 2.1.1 e 2.1.2 che incorporano ovviamente il modello multistage linearizzato cancro e comprendono modelli di diffusione dei tossici dipendenti dalla potenza e dal tempo. Un workshop dedicato di discussione sui problemi presentati dalle versioni più recenti del software si è svolto a Cincinnati dal 27 al 30 aprile 2009. In sintesi è stato da noi valutato che la versione 1.4.1c è tuttora quella più robusta da applicare all'analisi dei dati. Questo lavoro, di fatto, non è stato poi applicato ai dati provenienti dall'azione 3 della stessa linea progettuale 5 di MONITER in quanto, gli estratti dei PM (Particulate Matter, particolato atmosferico) derivanti dai filtri utilizzati per il campionamento dell'aria urbana nei vari siti non sono risultati trasformanti in vitro sia nella campagna estiva che in quella successiva invernale. Il che significa che, in base alla sensibilità del test in vitro, sono da escludere rischi dell'ordine di 1 su 10.000 o superiori nei siti sia di massima che di minima ricaduta dalle emissioni dell'inceneritore di Bologna.

Pertanto, l'azione 5 si è focalizzata sui dati delle misurazioni gravimetriche di PM, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), idrocarburi policiclici aromatici nitrati (NIPA), diossine e furani e policlorodifenili (PCB) effettuate nell'ambito della LP2 nelle due campagne (estiva ed invernale) per ricavare, in base alle potenze relative entro la stessa classe di composti chimici e all'UR di rischio cancerogeno specifico selezionato, il rischio cancerogeno per inalazione dell'aria urbana.

PM

Ci sono evidenze consistenti che associano le emissioni di PM dalle maggiori fonti di combustione, sia fisse che mobili, con una serie di effetti sulla salute. Nel panorama internazionale di questi studi trovano una collocazione di rilievo anche studi multicentrici italiani denominati SIDRIA-1 e -2 (www.epicentro.iss.it/archivio/2003/30-10-2003/SIDRIA.pdf) e MISA-1 e -2 (www.epicentro.iss.it/temi/ambiente/sintesiMisa.pdf).

SIDRIA, coordinato dalla Regione Emilia-Romagna, valuta l'incidenza di asma e allergie nei bambini in rapporto a fumo passivo, obesità e strade ad elevata densità di traffico veicolare; MISA, che interessa 15 città tra cui Bologna, valuta effetti a breve termine (mortalità) da NO₂, CO e PM₁₀. Però, nessuno di questi studi italiani valuta gli effetti sanitari del PM_{2,5} e del PM₁ che sono il focus del progetto MONITER, quindi nessuna comparazione è possibile.

I dati presenti in letteratura indicano i seguenti incrementi di effetti patologici per incrementi di PM_{2,5} e PM₁.

Effetti sanitari di inquinanti nell'aria: PM_{2,5}

Bambini

- Effetti acuti

Un incremento di 20 µg/mc determina:

- ritardo (+ 34%) di crescita intrauterina del feto (effetto significativo a 1 mese di gestazione)

Un incremento di 10 µg/mc determina:

- + 6,9% mortalità infantile acuta per tutte le cause

Adulti

- Effetti acuti

Un incremento di 10 µg/mc determina:

- +0,6 - 1,7% mortalità giornaliera per tutte le cause e di + 0,6 - 6,5% per cause respiratorie e +0,6 - 2,5% per cause cardiovascolari
- +76% mortalità per cause vascolari in donne della terza età
- +1,2 - 1,28% di ricoveri per malattie cardiache
- +5,5% di ricoveri ospedalieri per problemi respiratori a età ≥ 65 anni
- +3,1% ricoveri ospedalieri per COPD
- +24% di eventi cardiovascolari in donne della terza età
- +35% di eventi cerebrovascolari in donne della terza età
- +10% di attacchi d'asma in soggetti asmatici
- +14% di uso di corticosteroidi in asmatici
- RAD 902 giorni su 1000 adulti (15 - 64 anni)
- WLD (giornate di lavoro perdute) 207 giorni su 1000 adulti (15 - 64 anni)

- Effetti a lungo termine

Un incremento di 10 µg/mc determina:

- + 4 - 32% mortalità complessiva e +6 - 27% per cause cardiopolmonari e +0,8 - 39% per tumori polmonari in una recente pubblicazione USA

Fonti: (3-13)

Effetti sanitari di inquinanti nell'aria: PM₁

Bambini

- Effetti acuti

Un incremento di 10 µg/mc determina:

- +18% di attacchi d'asma

Fonte (14)

Questi dati vengono forniti per consentire a coloro che possono avere a disposizione dati sugli stessi siti in diversi periodi temporali (monitoraggi precedenti o successivi) di effettuare confronti retrospettivi e prospettici in relazione agli effetti essenzialmente acuti. Se i dati sono di decremento, le stime riportate per l'incremento di PM saranno numericamente identiche sebbene in direzione opposta. Per quanto a noi noto un solo sito, Frullo est, è comparabile con il sito C del precedente monitoraggio dell'inceneritore del Frullo di Bologna effettuato nel 2006, tre anni prima di Monitor. I valori di PM_{2.5} in µg/mc di aria nella campagna invernale erano 48, cioè più elevati di quelli misurati in Monitor (34.54 µg/mc, vedi oltre) il che denota un deciso miglioramento solo in modesta parte ascrivibile alla maggior durata della campagna di campionamento nell'ambito del progetto Monitor. Lo stesso non si osserva in estate, infatti, i livelli di PM_{2.5} relativi al 2006 erano 17 µg/mc contro i 19.518 µg/mc (vedi oltre) misurati nel 2009.

IPA e NIPA

L'analisi dettagliata dei singoli IPA e NIPA non ha evidenziato particolari problemi per cui la trattazione dei risultati complessivi sarà per sintesi ed esemplificazioni di scenari del caso peggiore. Rivolgendo l'attenzione a inquinanti marker di possibile effetto cancerogeno o tossico per la riproduzione, quali IPA, NIPA, diossine e PCB, sono state valutate le concentrazioni medie stagionali in aria relative alle due campagne di monitoraggio (estiva e invernale).

Nel caso di valori inferiori al limite di rilevabilità si è utilizzato cautelativamente la metà di tale valore. Per gli IPA e NIPA il valore che successivamente si considera per la stima del rischio cancerogeno è il valore totale affiancato dal valore trasformato in benzo(a)pirene equivalenti, più informativo.

Per valutare il rischio per la salute umana di miscele di idrocarburi policiclici aromatici, infatti, agenzie regolatorie internazionali suggeriscono di utilizzare i fattori di equivalenza (Potency Equivalence factors, PEF) derivanti da studi di cancerogenesi nei piccoli roditori e che, dove disponibili, correlano il potenziale cancerogeno di IPA e NIPA a quello del B(a)P (Tabella 1 e 2). La potenza cancerogena di una miscela è stimata sulla base della somma dei valori trasformati in B(a)P equivalenti di ogni singolo componente.

Tabella 1 / Table 1

IPA misurati da ARPA-ER e relativi PEF / PAHs measured by ARPA-ER with related PEF	
Fattori di conversione del potenziale cancerogeno (PEF) in B(a)P equivalenti / Conversion factors of oncogenic potency (PEF) in B(a)P equivalents	
IPA / PAH	PEF
Benzo(a)pyrene	1
Acenaphtene	
Acenaphtylene	
Anthracene	
Benz(a)anthracene	0.1
Benzo(b)fluoranthene together with (j)	0.1
Benzo(e)pyrene	
Benzo(g,h,i)perylene	0.01#
Benzo(k)fluoranthene	0.1
Ciclopenta(c,d)pyrene	0.012*
Chrysene	0.01
Dibenzo(a,c)anthracene together with (a,h)	1#
Dibenzo(a,e)fluoranthene	
Dibenzo(a,e)pyrene	1
Dibenzo(a,h)pyrene	10
Dibenzo(a,i)pyrene	10
Dibenzo(a,l)pyrene	10
Fluoranthene	
Fluorene	
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	0.1
Naphthalene	
Phenanthrene	
Pyrene	

Data from a California EPA 1999 (15) except (*) from MOE (Ministry of the Environment) 1997 (16) and (#) from Canadian Council of Ministers of the Environment, 2008 (17).

Dati ripresi da California EPA 1999 (15) eccetto (*) tratti da MOE (Ministry of the Environment) 1997 (16) e (#) tratti da Canadian Council of Ministers of the Environment. 2008 (17).

Acenaftene, Acenaftilene, Antracene, Benzo(e)pirene, Dibenzo(a,e)fluorantene, Fluorantene, Fluorene, Naftalene, Fenantrene e Pirene, in quanto non classificabili per cancerogenesi per l'uomo secondo U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/> , January 2001) e IARC (International Agency for Research on Cancer) di Lione (18), non sono stati considerati per questo effetto tossico speciale.

Tabella 2 / Table 2

NIPA e relativi PEF / PEF-bearing NPAHs	
Fattori di conversione del potenziale cancerogeno (PEF) in B(a)P equivalenti / Conversion factors of oncogenic potency (PEF) in B(a)P equivalents	
NIPA / NPAH	PEF
Benzo(a)pyrene	1
1,6-Dinitropyrene	10
1,8-Dinitropyrene	1
9-Nitroanthracene	
3-Nitrobenzanthrone	
7-Nitrobenzo(a)anthracene	
6-Nitrobenzo(a)pyrene	
6-Nitrochrysene	10
9-Nitrophenanthrene	
2,3-Nitrofluoranthene	
2-Nitrofluorene	0.01
1-Nitronaphthalene	
9-Nitrophenanthrene	
1-Nitropyrene	0.1
4-Nitropyrene	0.1

Data from California EPA 1999 (15).

Dati ripresi da California EPA 1999 (15).

9-Nitroantracene, 2-Nitrofluorene, 1-Nitronaftalene, 9-Nitrofenantrene e 1-Nitropirene sono gli idrocarburi policiclici aromatici nitrati misurati dalla LP2 ARPA-ER nella campagna estiva di monitoraggio. Durante la campagna invernale sono stati valutati: 1-Nitronaftalene, 9-Nitroantracene, 9-Nitrofenantrene, 2,3-Nitrofluorantene, 1-Nitropirene, 7-Nitrobenzo(a)antracene, 6-Nitrocrisene, 3-Nitrobenzantrene e 6-Nitrobenzo(a)pirene.

Campagna estiva

La numerosità dei campioni analizzati durante il periodo Giugno-Luglio 2008 non è la stessa nei diversi siti di campionamento. In alcuni casi la numerosità dei dati disponibili è inferiore al 50% del totale dei giorni di campionamento.

Nel **sito Frullo EST** le analisi di IPA su $PM_{2,5}$ sono state eseguite su **37 campioni sui 40** giorni di campionamento, quindi la **media (ng/mc)** su cui è stata operata la valutazione è rappresentativa della **concentrazione media** riscontrata al sito Frullo Est durante il periodo di campionamento.

Nel **sito Calamosco** sono state effettuate **19 misurazioni**, ognuna delle quali si riferisce a un periodo di **48 ore**. Anche in questo sito quindi possiamo ragionevolmente considerare che la media (ng/mc) sia rappresentativa della concentrazione media riscontrata al sito Calamosco durante il periodo di campionamento.

Diverso è il discorso per gli **altri siti**, per cui sono stati analizzati **8-10 campioni** (ognuno dei quali riferito a un periodo di 48 ore).

La scelta dei campioni da analizzare è stata fatta, nell'ambito della LP2, al fine di soddisfare i seguenti due punti:

- 1) massimizzare la differenza tra il sito Frullo est e il suo controllo Calamosco rispetto alla modellizzazione dell'inceneritore;
- 2) ottenere la contemporaneità dei campioni analizzati nei diversi siti selezionando i 10 periodi di 48 ore che presentano i valori più elevati della differenza di ricaduta tra il massimo e il suo controllo.

Le medie calcolate non sono quindi considerabili come concentrazioni medie riscontrate nei diversi siti durante il periodo di campionamento. Possono essere invece considerate come rappresentative del peggiore scenario dal punto di vista tossicologico in cui la sorgente "inceneritore" incide maggiormente nel sito di massima ricaduta e il meno possibile sugli altri siti.

Nella Tabella 3 si evidenzia per il $PM_{2,5}$ la misurazione gravimetrica espressa in $\mu\text{g}/\text{mc}$ nella seconda colonna e la relativa caratterizzazione chimica relativa agli IPA totali (terza colonna), alla concentrazione del singolo B(a)P, al totale degli IPA che presentano il fattore di equivalenza (PEF) (quarta colonna) e il relativo valore di trasformazione in B(a)P equivalenti (ultima colonna).

Tabella 3 / Table 3

IPA / PAH					
	PM_{2.5}	IPA/PAH tot	B(a)P	IPA con PEF / PEF-bearing PAH	B(a)P eq
	$\mu\text{g}/\text{mc}$	ng/mc			
Frullo est	19.518 ± 7.212	0.500 ± 0.200	0.010 ± 0.008	0.224 ± 0.137	0.060 ± 0.026
Calamosco	20.235 ± 7.422	0.406 ± 0.177	0.013 ± 0.007	0.194 ± 0.077	0.057 ± 0.011
Frullo ovest *	20.452 ± 6.079	0.489 ± 0.119	0.011 ± 0.006	0.195 ± 0.081	0.056 ± 0.010
F19 *	19.142 ± 6.859	0.628 ± 0.363	0.018 ± 0.016	0.283 ± 0.179	0.086 ± 0.041 ^a
Castenaso *	18.647 ± 7.678	0.343 ± 0.075	0.012 ± 0.005	0.175 ± 0.071	0.056 ± 0.011
Margherita *	17.949 ± 7.236	0.237 ± 0.075	0.009 ± 0.002	0.127 ± 0.038	0.050 ± 0.008
Pianeta *	19.825 ± 6.616	0.603 ± 0.194	0.016 ± 0.009 ^b	0.228 ± 0.127	0.060 ± 0.016
Veduro *	20.199 ± 7.319	0.302 ± 0.111	0.004 ± 0.002 ^b	0.100 ± 0.033	0.042 ± 0.004 ^b

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering a 40 days period.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

^a Significantly different ($p < 0.05$) from Frullo ovest at the Student t-test.

^b Significantly different ($p < 0.05$) from Frullo est at the Student t-test.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento ad un periodo di circa 40 giorni.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

^a Differenza significativa ($p < 0.05$, *t*-Test) rispetto a Frullo ovest.

^b Differenza significativa ($p < 0.05$, *t*-Test) rispetto a Frullo est.

Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il *t*-Test di Student e confrontando le misurazioni effettuate nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) con quelle dei relativi siti di minima ricaduta (rispettivamente Calamosco e F19) e quelle dei siti di fondo urbano (Margherita), di fondo rurale (Veduro) e di massima influenza di tutte le fonti (Pianeta).

Per quanto riguarda il totale di IPA misurati e la somma degli IPA che presentano il fattore di potenza cancerogena non si osservano differenze statisticamente significative nei confronti effettuati.

Il valore del singolo B(a)P risulta essere maggiore con rilevanza statistica nei campioni relativi al sito Pianeta rispetto al sito Frullo est e risulta essere minore in Veduro rispetto a Frullo est, come ci si poteva attendere.

Per quanto riguarda il valore trasformato in B(a)P equivalenti si hanno differenze significative nei campionamenti presso Veduro, dove si riscontra un ammontare di B(a)P equivalenti inferiore rispetto a Frullo est. Il valore di BaP equivalenti di Frullo ovest è significativamente minore rispetto a quello di F19. In quest'ultima situazione si osserva un andamento opposto rispetto a quello atteso:

il sito F19, in realtà, costituisce il controllo negativo, o “bianco”, del punto di campionamento di massima ricaduta delle polveri (Frullo ovest).

Nella Tabella 4 si evidenzia, per il PM_{2.5} la diversità della trasformazione in B(a)P equivalenti rispetto ai NIPA totali, al 2-nitrofluorene e al 1-nitropirene che rappresentano gli unici NIPA che presentano il fattore di equivalenza (PEF), misurati da ARPA-ER in questa stagione.

Per quanto riguarda la numerosità dei campioni analizzati possono essere fatte considerazioni analoghe a quelle esposte per gli IPA.

Tabella 4 / Table 4

NPAH					
	PM_{2.5}	NIPA / NPAH tot	2-nitrofluorene	1-nitropyrene	2-nitrofluorene + 1-nitropyrene B(a)P eq
	µg/mc	ng/mc			
Frullo est	19.518 ± 7.212	0.628 ± 0.506	0.087 ± 0.234	0.326 ± 0.292	0.033 ± 0.029
Calamosco	20.235 ± 7.422	0.045 ± 0.031	0.002	0.037 ± 0.031	0.004 ± 0.003
Frullo ovest *	20.452 ± 6.079	0.192 ± 0.091	0.002	0.184 ± 0.091	0.018 ± 0.009
F19 *	19.142 ± 6.859	0.198 ± 0.140	0.007 ± 0.023	0.183 ± 0.130	0.018 ± 0.009
Castenaso *	18.647 ± 7.678	0.059 ± 0.156	0.002	0.051 ± 0.156	0.005 ± 0.016
Margherita *	17.949 ± 7.236	0.010	0.002	0.002	0.0002
Pianeta *	19.825 ± 6.616	0.032 ± 0.027	0.002	0.015 ± 0.026	0.001 ± 0.003
Veduro *	20.199 ± 7.319	0.010	0.002	0.002	0.0002

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering a 40 days period.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento ad un periodo di circa 40 giorni.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

I dati relativi alle analisi dei NIPA per il PM_{2.5} non risultano essere significativamente differenti al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento.

Per il calcolo dei B(a)P equivalenti è stato considerato anche il contributo apportato dai NIPA (Tabella 5).

Tabella 5 / Table 5

	IPA/PAH B(a)P eq	NIPA/NPAH B(a)P eq	IPA+NIPA / PAH+NPAH B(a)P eq
	ng/mc		
Frullo est	0.060 ± 0.026	0.033 ± 0.029	0.094 ± 0.041
Calamosco	0.057 ± 0.011	0.004 ± 0.003	0.058 ± 0.018 ^a
Frullo ovest *	0.056 ± 0.010	0.018 ± 0.009	0.075 ± 0.015
F19 *	0.086 ± 0.041	0.018 ± 0.013	0.105 ± 0.037 ^b
Castenaso *	0.056 ± 0.011	0.005 ± 0.016	0.061 ± 0.019
Margherita *	0.050 ± 0.008	0.0002	0.051 ± 0.008 ^a
Pianeta *	0.060 ± 0.016	0.001 ± 0.003	0.061 ± 0.015 ^c
Veduro *	0.042 ± 0.004	0.0002	0.042 ± 0.004 ^a

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering a 40 days period.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

^a Significantly different (p<0.01) from Frullo est at the Student t-test.

^b Significantly different (p<0.05) from Frullo ovest at the Student t-test.

^c Significantly different (p<0.05) from Frullo est at the Student t-test.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento ad un periodo di circa 40 giorni.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

^a Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto a Frullo est.

^b Differenza significativa (p<0.05, t-Test) rispetto a Frullo ovest.

^c Differenza significativa (p<0.05, t-Test) rispetto a Frullo est.

In seguito all'apporto del contributo dei NIPA nella valutazione dei B(a)P equivalenti, oltre alle significatività mostrate nella Tabella 3, hanno acquisito differenza significativa rispetto a Frullo est anche i campioni relativi a Calamosco (p<0.01), Margherita (p<0.01) e Pianeta (p<0.05), dove la concentrazione di IPA trasformata in B(a)P equivalenti risulta essere minore del sito di massima ricaduta Frullo est.

Occorre sottolineare che tali significatività sono sì correlate all'aggiunta della quota di B(a)P equivalenti relativa ai NIPA, ma questa non può essere considerata rappresentativa del reale contributo dei NIPA dal momento che le caratterizzazioni chimiche sono state effettuate solo su 2 NIPA che hanno PEF (2-nitrofluorene e 1-nitropirene) sui 7 presenti in letteratura e che il loro contributo in termini di PEF è fra i più bassi (rispettivamente 0.01 e 0.1). Pertanto il dato di Frullo est e Calamosco, citato nella Tabella 5, è da tenere parzialmente artificioso e dovuto a bias di campionamento.

Le stesse valutazioni sono state effettuate su estratti di **PM₁** campionati nei siti Frullo Est, Calamosco e Pianeta (Tabelle 6, 7 e 8).

Per quanto riguarda la numerosità dei campioni analizzati per tutti i siti sono stati analizzati **8-10 campioni** (ognuno dei quali riferito a un periodo di 48 ore).

Tabella 6 / Table 6

IPA / PAH					
	PM₁	IPA/PAH tot	B(a)P	IPA con PEF / PEF-bearing PAH	B(a)P eq
	µg/mc	ng/mc			
Frullo est	15.098 ± 6.151	0.266 ± 0.145	0.007 ± 0.005	0.123 ± 0.096	0.046 ± 0.011
Calamosco	15.477 ± 5.156	0.257 ± 0.148	0.004 ± 0.004	0.113 ± 0.070	0.043 ± 0.009
Pianeta	15.701 ± 6.199	0.674 ± 0.297	0.015 ± 0.005 ^a	0.214 ± 0.083	0.059 ± 0.096

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

^a Significantly different (p<0.01) from Frullo est at the Student t-test.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

^a Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto a Frullo est.

I dati relativi agli IPA totali, alla somma degli IPA con PEF e alla relativa trasformazione in B(a)P equivalenti, per il PM₁, non risultano essere significativamente differenti al t-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento. Mentre per l'analisi del B(a)P come tale si riscontra una differenza altamente significativa fra il campionamento presso Frullo est e quello presso Pianeta, dove, peraltro, la concentrazione di B(a)P è maggiore (Tabella 6).

Tabella 7 / Table 7

NPAH					
	PM₁	NIPA/NPAH tot	2-nitrofluorene	1-nitropyrene	2-nitrofluorene + 1-nitropyrene B(a)P eq
	$\mu\text{g}/\text{mc}$	ng/mc			
Frullo est	15.098 ± 6.151	0.010	0.002	0.002	0.0002
Calamosco	15.477 ± 5.156	0.010	0.002	0.002	0.0002
Pianeta	15.701 ± 6.199	0.170 ± 0.340	0.055 ± 0.168	0.091 ± 0.183	0.010 ± 0.020

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

I dati relativi alle analisi dei NIPA per il PM₁ non risultano essere significativamente differenti al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento (Tabella 7).

Tabella 8 / Table 8

	IPA/PAH B(a)P eq	NIPA/NPAHA B(a)P eq	IPA+NIPA / PAH+NPAH B(a)P eq
	ng/mc		
Frullo est	0.046 ± 0.011	0.0002	0.047 ± 0.011
Calamosco	0.043 ± 0.009	0.0002	0.044 ± 0.009
Pianeta	0.059 ± 0.096	0.010 ± 0.020	0.071 ± 0.021 ^a

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

^a Significantly different ($p < 0.01$) from Frullo est at the Student *t*-test.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

^a Differenza altamente significativa ($p < 0.01$, *t*-Test) rispetto a Frullo est.

In seguito all'apporto del contributo dei NIPA nella valutazione dei B(a)P equivalenti, il valore del sito Pianeta risulta essere più elevato con significatività statistica rispetto al sito Frullo est (Tabella 8).

Come si evince dalle Tabelle 6, 7 e 8 i valori di Frullo est e del suo controllo Calamosco sono simili.

Tutti questi valori sono stati confrontati con i limiti e i valori di UR presenti in letteratura per la via inalatoria e riportati in Tabella 9.

Tabella 9

Valori limite tossicologici e UR cancerogeno per IPA

Via orale

IPA tot	UR cancro: $1,59 \times 10^{-5}$ / μ g/kg p.c./die (MPR 1991-93 citato in RIVM 2001 (19))
B(a)P come tale	VSD (virtually safe dose, dose virtuale sicura): 5 ng/kg p.c./die (19)
B(a)P come tale	UR cancro: 1 ng/kg p.c./die dà eccesso di $1,2 \times 10^{-5}$ (20) 1 ng/kg p.c./die dà eccesso di $7,3 \times 10^{-6}$ (21)
B(a)P + B(a)P equivalenti	No significant risk level: 1 ng/kg p.c./die (19)
B(a)P equivalenti	UR cancro: 1 ng/kg p.c./die dà rischio in eccesso di 1×10^{-5} (22)
Acqua potabile	UR cancro: 10^{-5} / μ g/l (23)
Antracene, Fenantrene, Naftalene o Fluorene	TDI: 0,04 mg/kg p.c./die (19)
Benzo(g,h,i)perilene	TDI: 0,03 mg/kg p.c./die (19)

Via inalatoria

B(a)P come tale	UR cancro: $1,1 \times 10^{-3}$ / μ g/mc (20)
B(a)P equivalenti	UR cancro: $8,7 \times 10^{-5}$ /ng/mc (5) [arrotondabile a 1×10^{-4} /ng/mc] 1×10^{-4} /ng/mc (22)

Nota: i valori per via orale e di TDI sono mostrati per confronto e per valutare, secondo l'approccio TDI, gli IPA non classificabili per cancerogenesi nell'uomo.

Nella Tabella 10 sono mostrati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica (per tutta la vita) di B(a)P in relazione alla concentrazione rilevata nei vari siti.

Tabella 10 / Table 10

PM_{2.5}	B(a)P come tale / B(a)P alone	Rischio di cancro / Cancer risk
	ng/mc	
Frullo est	0.010 ± 0.008	1.10 x10 ⁻⁸
Calamosco	0.013 ± 0.007	1.43 x10 ⁻⁸
Frullo ovest *	0.011 ± 0.006	1.21 x10 ⁻⁸
F19 *	0.018 ± 0.016	1.98 x10 ⁻⁸
Castenaso *	0.012 ± 0.005	1.32 x10 ⁻⁸
Margherita *	0.009 ± 0.002	0.99 x10 ⁻⁸
Pianeta *	0.016 ± 0.009	1.76 x10 ⁻⁸
Veduro *	0.004 ± 0.002	0.44 x10 ⁻⁸

L'applicazione dell'unità di rischio cancerogeno per il B(a)P inalato porta a stimare un rischio cancerogeno dell'ordine di 1 su 100 milioni, senza differenza tra i siti.

Il riferimento normativo (D.Lgs 152/07) per il B(a)P è 1 ng/mc. Le concentrazioni di B(a)P misurate durante la campagna di monitoraggio estiva sono di 2 ordini di grandezza inferiori rispetto a tale limite regolatorio posto su base annua.

Nella Tabella 11 sono riportati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica di IPA espressi come B(a)P equivalenti.

Tabella 11 / Table 11

PM_{2.5}	B(a)P eq	Rischio di cancro / Cancer risk
	ng/mc	
Frullo est	0.094 ± 0.041	0.94 x10 ⁻⁵
Calamosco	0.058 ± 0.018	0.58 x10 ⁻⁵
Frullo ovest *	0.075 ± 0.015	0.75 x10 ⁻⁵
F19 *	0.105 ± 0.037	1.05 x10 ⁻⁵
Castenaso *	0.061 ± 0.019	0.61 x10 ⁻⁵
Margherita *	0.051 ± 0.008	0.51 x10 ⁻⁵
Pianeta *	0.061 ± 0.015	0.61 x10 ⁻⁵
Veduro *	0.042 ± 0.004	0.42 x10 ⁻⁵

L'applicazione dell'unità di rischio cancerogeno per il totale di B(a)P equivalenti porta a stimare un rischio cancerogeno dell'ordine di 1 su 100000, senza differenze significative tra i vari siti, in particolare tra Frullo est e Calamosco, utilizzando le UR per cancro definite in 1 su 10000 per 1 ng/mc di B(a)P equivalenti.

Campagna invernale

Come per la campagna estiva, la numerosità dei campioni analizzati nella campagna invernale non è la stessa nei diversi siti. In alcuni casi la numerosità dei dati disponibili è inferiore al 50% del totale dei giorni di campionamento.

Nel **sito Frullo EST** le analisi di IPA su $PM_{2.5}$ sono state eseguite su **40 campioni sui 40** giorni di campionamento, quindi la **media (ng/mc)** su cui è stata operata la valutazione è rappresentativa della **concentrazione media** riscontrata al sito Frullo Est durante il periodo di campionamento. Nei **siti Calamosco, Frullo ovest e F19** sono state effettuate **20 misurazioni**, ognuna delle quali si riferisce a un periodo di **48 ore**. Anche in questo sito quindi possiamo ragionevolmente considerare che la media (ng/mc) sia rappresentativa della concentrazione media del periodo di campionamento. Diverso è il discorso per gli **altri siti**, per cui sono stati analizzati **9-10 campioni** (ognuno dei quali riferito a un periodo di 48 ore). La scelta dei campioni da analizzare è stata fatta, nell'ambito della LP2, sulla base degli stessi criteri utilizzati per la campagna estiva.

Nella Tabella 12 si evidenzia per il **$PM_{2.5}$** la misurazione gravimetrica espressa in $\mu\text{g}/\text{mc}$ nella seconda colonna e la relativa caratterizzazione chimica relativa agli IPA totali (terza colonna), alla concentrazione del singolo B(a)P, al totale degli IPA che presentano il fattore di equivalenza (PEF) (quarta colonna) e il relativo valore di trasformazione in B(a)P equivalenti (ultima colonna).

Tabella 12 / Table 12

IPA / PAH					
	PM_{2.5}	IPA/PAH tot	B(a)P	IPA con PEF / PEF-bearing PAH	B(a)P eq
	µg/mc	ng/mc			
Frullo est	34.54 ± 21.23	5.747 ± 3.172	0.363 ± 0.235	4.457 ± 2.543	1.038 ± 0.666
Calamosco	35.05 ± 20.20	10.791 ± 4.778	0.929 ± 0.448 ^a	8.574 ± 3.861	2.146 ± 1.212 ^a
Frullo ovest	35.04 ± 20.51	3.914 ± 2.238	0.176 ± 0.144	2.975 ± 1.720	0.641 ± 0.924
F19	32.78 ± 19.99	6.257 ± 3.192	0.338 ± 0.226 ^b	4.576 ± 2.487	0.875 ± 0.731
Castenaso *	34.75 ± 20.40	6.704 ± 2.777	0.301 ± 0.186	5.487 ± 2.453	0.847 ± 0.443
Margherita *	29.40 ± 19.24	4.593 ± 2.661	0.269 ± 0.184	3.423 ± 1.959	0.644 ± 0.360
Pianeta *	34.64 ± 21.02	6.510 ± 3.036	0.190 ± 0.151 ^c	5.338 ± 2.518	1.344 ± 0.743
Veduro *	33.05 ± 20.04	5.688 ± 1.905	0.402 ± 0.152	4.380 ± 1.499	1.163 ± 0.382

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering a 40 days period.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

^a Significantly different (p<0.01) from Frullo est at the Student t-test.

^b Significantly different (p<0.01) from Frullo ovest at the Student t-test.

^c Significantly different (p<0.05) from Frullo est at the Student t-test.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento ad un periodo di circa 40 giorni.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

^a Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto a Frullo est.

^b Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto a Frullo ovest.

^c Differenza significativa (p<0.05, t-Test) rispetto a Frullo est.

Come per la campagna estiva, le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il *t*-Test di Student e confrontando le misurazioni effettuate nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) con quelle dei relativi siti di minima ricaduta (rispettivamente Calamosco e F19) e quelle dei siti di fondo urbano (Margherita), di fondo rurale (Veduro) e di massima influenza di tutte le fonti (Pianeta).

Per quanto riguarda il totale di IPA misurati e la somma degli IPA che presentano il fattore di potenza cancerogena non si osservano differenze statisticamente significative nei confronti effettuati.

Il valore di B(a)P nei campioni relativi ai siti di controllo Calamosco e F19 risulta essere maggiore con significatività statistica (p<0.01) rispetto ai corrispondenti siti di massima ricaduta Frullo est e Frullo ovest. Come detto precedentemente tale situazione non rispecchia i risultati attesi dal momento che Calamosco e F19 dovrebbero rappresentare i siti di minima ricaduta delle polveri.

L'andamento si capovolge per quanto riguarda il sito Pianeta, dove la concentrazione di B(a)P è inferiore ($p < 0.05$) rispetto a Frullo est.

Per quanto riguarda il valore trasformato in B(a)P equivalenti si hanno differenze significative nei campionamenti presso Frullo est rispetto a Calamosco, dove tale valore risulta più elevato, anche se quest'ultimo dovrebbe rappresentare il sito di controllo suggerendo, quindi, la mancanza di un contributo all'inquinamento con IPA da parte dell'inceneritore..

Nella Tabella 13 si evidenzia, per il $PM_{2.5}$, la diversità della trasformazione in B(a)P equivalente rispetto ai NIPA totali, al 6-nitrocrisene e al 1-nitropirene che rappresentano gli unici tra i NIPA misurati da ARPA-ER che presentano il fattore di equivalenza (PEF).

Per quanto riguarda la numerosità dei campioni analizzati possono essere fatte considerazioni analoghe a quelle esposte per gli IPA.

Tabella 13 / Table 13

NIPA / NPAH					
	PM_{2.5}	NIPA / NPAH tot	6-nitrochrysene	1-nitropyrene	6-nitrochrysene + 1-nitropyrene B(a)P eq
	µg/mc	ng/mc			
Frullo est	34.54 ± 21.23	0.038 ± 0.030	0.002	0.008 ± 0.013	0.021 ± 0.001
Calamosco	35.05 ± 20.20	0.045 ± 0.040	0.002	0.002	0.020
Frullo ovest	35.04 ± 20.51	0.103 ± 0.080	0.002	0.008 ± 0.008	0.021 ± 0.001
F19	32.78 ± 19.99	0.204 ± 0.173	0.005 ± 0.010	0.027 ± 0.038	0.051 ± 0.097
Castenaso *	34.75 ± 20.40	0.056 ± 0.033	0.002	0.015 ± 0.015	0.022 ± 0.001
Margherita *	29.40 ± 19.24	0.057 ± 0.037	0.002	0.026 ± 0.027	0.023 ± 0.003
Pianeta *	34.64 ± 21.02	0.025 ± 0.013	0.002	0.003 ± 0.001	0.020
Veduro *	33.05 ± 20.04	0.067 ± 0.043	0.002	0.034 ± 0.030	0.023 ± 0.003

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering a 40 days period.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento ad un periodo di circa 40 giorni.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio..

I dati relativi alle analisi dei NIPA per il $PM_{2.5}$ non risultano essere significativamente differenti al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento.

Tabella 14 / Table 14

	IPA / PAH B(a)P eq	NIPA / NPAH B(a)P eq	IPA+NIPA / PAH+NPAH B(a)P eq
	ng/mc		
Frullo est	1.038 ± 0.666	0.021 ± 0.001	1.058 ± 0.666
Calamosco	2.146 ± 1.212	0.002	2.166 ± 1.180 ^a
Frullo ovest	0.641 ± 0.924	0.021 ± 0.001	0.662 ± 0.903
F19	0.875 ± 0.731	0.051 ± 0.097	0.926 ± 0.718
Castenaso *	0.847 ± 0.443	0.022 ± 0.001	0.869 ± 0.437
Margherita *	0.644 ± 0.360	0.023 ± 0.003	0.667 ± 0.528
Pianeta *	1.344 ± 0.743	0.020	1.365 ± 0.832
Veduro *	1.163 ± 0.382	0.0234 ± 0.003	1.186 ± 0.384

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering a 40 days period.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering the measurements concerning only 20 days in a 40 days period.

^a Significantly different (p<0.01) from Frullo est at the Student t-test.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento ad un periodo di circa 40 giorni.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni relative a campionamenti effettuati in circa 20 di 40 giorni di monitoraggio.

^a Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto a Frullo est.

In seguito all'apporto del contributo dei NIPA nella valutazione dei B(a)P equivalenti l'unica differenza statisticamente significativa rimane quella fra Frullo est e il suo controllo (Calamosco), dove il valore risulta più elevato (Tabella 14).

Le stesse valutazioni sono state effettuate su estratti di **PM₁** campionati nei siti Frullo Est, Calamosco e Pianeta (Tabella 15, 16 e 17).

Per quanto riguarda la numerosità dei campioni analizzati per tutti i siti sono stati analizzati **10 campioni** (ognuno dei quali riferito a un periodo di 48 ore).

Tabella 15 / Table 15

IPA / PAH					
	PM₁	IPA / PAH tot	B(a)P	IPA con PEF / PEF-bearing PAH	B(a)P eq
	µg/mc	ng/mc			
Frullo est	22.14 ± 12.25	7.170 ± 2.907	0.428 ± 0.192	5.946 ± 2.508	1.019 ± 0.599
Calamosco	21.96 ± 11.22	5.162 ± 2.602	0.058 ± 0.047 ^a	4.380 ± 2.211	0.625 ± 0.357
Pianeta	23.06 ± 12.47	4.660 ± 2.141	0.051 ± 0.052 ^a	3.883 ± 1.794	0.575 ± 0.315

^a Significantly different (p<0.01) from Frullo est at the Student t-test.

^a Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto a Frullo est.

Per quanto riguarda i valori relativi al totale di IPA misurati, al totale di quelli che presentano un fattore di conversione di potenza cancerogena e alla relativa trasformazione (B(a)P equivalenti) non si osservano differenze statisticamente significative.

Il B(a)P come tale risulta invece più concentrato nei campioni prelevati presso il sito Frullo est rispetto ai campioni di Calamosco e Pianeta (per entrambi p<0.01) di circa un ordine di grandezza. Quando però si considera il B(a)P equivalente, che ha significato molto maggiore, non si notano differenze significative (Tabella 15).

Tabella 16 / Table 16

NIPA / NPAH					
	PM₁	NIPA / NPAH tot	6-nitrochrysene	1-nitropyrene	6-nitrochrysene + 1-nitropyrene B(a)P eq
	µg/mc	ng/mc			
Frullo est	22.14 ± 12.25	0.026 ± 0.022	0.002	0.015 ± 0.016	0.022 ± 0.002
Calamosco	21.96 ± 11.22	0.038 ± 0.013	0.002	0.005 ± 0.003	0.021
Pianeta	23.06 ± 12.47	0.036 ± 0.022	0.002	0.005 ± 0.005	0.021

I dati relativi alle analisi dei NIPA, anche per il PM₁, non risultano essere significativamente differenti al t-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento (Tabella 16).

Tabella 17 / Table 17

	IPA / PAH B(a)P eq	NIPA / NPAH B(a)P eq	IPA+NIPA / PAH+NPAH B(a)P eq
	ng/mc		
Frullo est	1.019 ± 0.599	0.022 ± 0.002	1.040 ± 0.599
Calamosco	0.625 ± 0.357	0.021	0.646 ± 0.357
Pianeta	0.575 ± 0.315	0.021	0.596 ± 0.315

In seguito all'apporto del contributo dei NIPA nella valutazione dei B(a)P equivalenti non si osservano differenze statisticamente significative nel confronto dei diversi siti di campionamento (Tabella 17).

Tali valori sono stati confrontati con i limiti e i valori di UR presenti in letteratura per la via inalatoria e riportati in Tabella 9.

Nella Tabella 18 sono mostrati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica di B(a)P come tale.

Tabella 18 / Table 18

PM_{2,5}	B(a)P come tale / B(a)P alone	Rischio di cancro / Cancer risk
	ng/mc	
Frullo est	0.363 ± 0.235	3.99 x10 ⁻⁷
Calamosco	0.929 ± 0.448	10.22 x10 ⁻⁷
Frullo ovest	0.176 ± 0.144	1.94 x10 ⁻⁷
F19	0.338 ± 0.226	3.72 x10 ⁻⁷
Castenaso *	0.301 ± 0.186	3.31 x10 ⁻⁷
Margherita *	0.269 ± 0.184	2.96 x10 ⁻⁷
Pianeta *	0.190 ± 0.151	2.09 x10 ⁻⁷
Veduro *	0.402 ± 0.152	4.42 x10 ⁻⁷

Il riferimento normativo (D.Lgs 152/07) per il B(a)P è 1 ng/mc. Le concentrazioni di B(a)P misurate durante la campagna di monitoraggio invernale sono inferiori rispetto a tale limite regolatorio posto su base annua e il rischio cancerogeno varia tra 1 su 10 milioni e 1 su 1 milione.

Nella Tabella 19 sono riportati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica di IPA espressi come B(a)P equivalenti.

Tabella 19 / Table 19

PM_{2.5}	B(a)P eq	Rischio di cancro / Cancer risk
	ng/mc	
Frullo est	1.058 ± 0.666	1.06 x10 ⁻⁴
Calamosco	2.166 ± 1.180	2.17 x10 ⁻⁴
Frullo ovest	0.662 ± 0.903	0.66 x10 ⁻⁴
F19	0.926 ± 0.718	0.93 x10 ⁻⁴
Castenaso *	0.869 ± 0.437	0.87 x10 ⁻⁴
Margherita *	0.667 ± 0.528	0.67 x10 ⁻⁴
Pianeta *	1.365 ± 0.832	1.36 x10 ⁻⁴
Veduro *	1.186 ± 0.384	1.19 x10 ⁻⁴

L'applicazione dell'unità di rischio cancerogeno per il totale di B(a)P equivalenti porta a stimare un rischio cancerogeno dell'ordine di 1 su 10000, utilizzando le UR per cancro definite in 1 su 10000 per 1 ng/mc di B(a)P equivalenti. Tale valore di rischio è associato al limite legale medio annuale (1 ng di B(a)P equivalenti/mc aria), ma non è affatto associato alle emissioni da inceneritore.

Questi valori di rischio sono compatibili con la negatività dei campioni analizzati nell'azione 3 della LP5 di MONITER nel saggio di trasformazione in vitro con il modello cellulare BALB/c 3T3 A31-1-1 e sono anche indicatori di mancanza di eccessi di rischio a Frullo est verso il suo controllo.. La sensibilità di questo saggio in vitro, infatti, è intrinsecamente legata al fatto che sono apprezzabili rischi maggiori di 1 x10⁻⁴.

Confronti tra campagna estiva e campagna invernale

Sono state condotte valutazioni relative alla differenza nelle concentrazioni degli inquinanti misurati (IPA e NIPA) e nei valori di B(a)P equivalenti fra le due campagne di monitoraggio condotte durante il periodo estivo 2008 e quello invernale 2009.

Tabella 20 / Table 20

IPA / PAH		
PM _{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
IPA / PAH tot		
ng/mc		
Frullo est	0.500 ± 0.200	5.747 ± 3.172
Calamosco	0.406 ± 0.177	10.791 ± 4.778
Frullo ovest	0.489 ± 0.119	3.914 ± 2.238
F19	0.628 ± 0.363	6.257 ± 3.192
Castenaso	0.343 ± 0.075	6.704 ± 2.777
Margherita	0.237 ± 0.075	4.593 ± 2.661
Pianeta	0.603 ± 0.194	6.510 ± 3.036
Veduro	0.302 ± 0.111	5.688 ± 1.905

I confronti relativi alle concentrazioni totali di IPA (Tabella 20) risultano essere **tutti statisticamente significativi (p<0.01)** al t-Test di Student. I valori di IPA misurati nella campagna invernale sono maggiori di quelli del monitoraggio condotto in estate di circa un ordine di grandezza, come atteso.

Tabella 21 / Table 21

IPA / PAH		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	B(a)P	
	ng/mc	
Frullo est	0.010 ± 0.008	0.363 ± 0.235
Calamosco	0.013 ± 0.007	0.929 ± 0.448
Frullo ovest	0.011 ± 0.006	0.176 ± 0.144
F19	0.018 ± 0.016	0.338 ± 0.226
Castenaso	0.012 ± 0.005	0.301 ± 0.186
Margherita	0.009 ± 0.002	0.269 ± 0.184
Pianeta	0.016 ± 0.009	0.190 ± 0.151
Veduro	0.004 ± 0.002	0.402 ± 0.152

Anche per quanto riguarda le concentrazioni del singolo B(a)P (Tabella 21) si osserva una **differenza statisticamente significativa ($p < 0.01$) al t-Test di Student per tutti i siti analizzati**. I valori di B(a)P misurati nella campagna invernale sono maggiori di quelli del monitoraggio condotto in estate di un ordine di grandezza o poco più.

Nelle due campagne di monitoraggio (estiva ed invernale) non sono stati analizzati gli stessi NIPA, e, in particolare, è stato valutato, in entrambi i periodi, solo un NIPA correlabile, tramite PEF, al potenziale cancerogeno del B(a)P e cioè l'1-nitropirene.

Per i confronti delle concentrazioni nelle due campagne di monitoraggio, quindi, si è fatto riferimento (Tabella 22) solamente a 1-nitronaftalene, 9-nitroantracene, 9-nitrofenantrene e 1-nitropirene. I due siti di massima ricaduta e i rispettivi controlli presentano, in genere, valori di NIPA inferiori in inverno rispetto all'estate, perchè i NIPA si formano in atmosfera per nitrificazione degli IPA mediante reazioni secondarie fotochimiche (e termodinamiche) in condizioni di elevata temperatura come accade in estate.

Tabella 22 / Table 22

NIPA / NPAH		
1-nitronaphthalene + 9-nitroanthracene + 9-nitrophenanthrene + 1-nitropyrene		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	ng/mc	
Frullo est	0.541 ± 0.477	0.016 ± 0.013**
Calamosco	0.043 ± 0.031	0.021 ± 0.023*
Frullo ovest	0.190 ± 0.091	0.090 ± 0.080**
F19	0.191 ± 0.133	0.158 ± 0.150
Castenaso	0.057 ± 0.156	0.026 ± 0.019
Margherita	0.008	0.035 ± 0.029*
Pianeta	0.030 ± 0.027	0.015 ± 0.013
Veduro	0.008	0.040 ± 0.030**

** Significantly different (p<0.01) from summer campaign at the Student t-test.

* Significantly different (p<0.05) from summer campaign at the Student t-test.

** Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto al valore misurato nella campagna estiva.

* Differenza significativa (p<0.05, t-Test) rispetto al valore misurato nella campagna estiva.

Come evidenziato nella Tabella 22 risultano altamente significative le differenze fra le campagne relative ai siti Frullo est, Frullo ovest e Veduro. Per i siti Calamosco e Margherita si ha differenza significativa con p<0.05.

Per il confronto dei B(a)P equivalenti si è sommato, in seguito alle considerazioni fatte per i NIPA, il contributo dei singoli IPA (che sono gli stessi per entrambe le campagne di monitoraggio) e quello dell'1-nitropirene (Tabella 23).

Tabella 23 / Table 23

IPA / PAH		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	IPA/PAH+1- nitropyrene B(a)P eq	
	ng/mc	
Frullo est	0.093 ± 0.040	1.038 ± 0.666
Calamosco	0.058 ± 0.018	2.146 ± 1.180
Frullo ovest	0.075 ± 0.015	0.642 ± 0.903
F19	0.104 ± 0.037	0.877 ± 0.732
Castenaso	0.061 ± 0.019	0.848 ± 0.437
Margherita	0.051 ± 0.008	0.647 ± 0.528
Pianeta	0.061 ± 0.015	1.345 ± 0.832
Veduro	0.042 ± 0.004	1.166 ± 0.384

I confronti relativi ai B(a)P equivalenti risultano essere **tutti statisticamente significativi (p<0.01) al t-Test di Student**. I valori riferiti alla campagna invernale sono maggiori di quelli del monitoraggio condotto in estate come minimo di un ordine di grandezza.

Di conseguenza anche nell'analisi del rischio cancerogeno si rileva un aumento, di un ordine di grandezza, dell'incremento di rischio di sviluppare tumore in seguito all'inalazione cronica (per tutta la vita) di B(a)P e di miscele complesse di idrocarburi policiclici aromatici (B(a)P equivalenti), come evidenziato nelle Tabelle 24 e 25 rispettivamente.

Tabella 24 / Table 24

Rischio di cancro / Cancer risk		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	B(a)P	
Frullo est	1.10 x10 ⁻⁸	3.99 x10 ⁻⁷
Calamosco	1.43 x10 ⁻⁸	10.22 x10 ⁻⁷
Frullo ovest	1.21 x10 ⁻⁸	1.94 x10 ⁻⁷
F19	1.98 x10 ⁻⁸	3.72 x10 ⁻⁷
Castenaso	1.32 x10 ⁻⁸	3.31 x10 ⁻⁷
Margherita	0.99 x10 ⁻⁸	2.96 x10 ⁻⁷
Pianeta	1.76 x10 ⁻⁸	2.09 x10 ⁻⁷
Veduro	0.44 x10 ⁻⁸	4.42 x10 ⁻⁷

Tabella 25 / Table 25

Rischio di cancro / Cancer risk		
PM_{2.5}	Estete / Summer	Inverno / Winter
	B(a)P eq	
Frullo est	0.93 x10 ⁻⁵	1.04 x10 ⁻⁴
Calamosco	0.58 x10 ⁻⁵	2.15 x10 ⁻⁴
Frullo ovest	0.75 x10 ⁻⁵	0.64 x10 ⁻⁴
F19	1.04 x10 ⁻⁵	0.88 x10 ⁻⁴
Castenaso	0.61 x10 ⁻⁵	0.85 x10 ⁻⁴
Margherita	0.51 x10 ⁻⁵	0.65 x10 ⁻⁴
Pianeta	0.61 x10 ⁻⁵	1.35 x10 ⁻⁴
Veduro	0.42 x10 ⁻⁵	1.17 x10 ⁻⁴

Inoltre, sulla base dei dati presentati relativi agli IPA, può essere condotto un confronto, per il PM_{2.5}, con il precedente monitoraggio dell'inceneritore del Frullo effettuato nel 2006. Nel periodo estivo presso il sito C, corrispondente a Frullo est attuale (monitoraggio 2006, vedi pag. 10), il valore di B(a)P equivalenti risultava essere pari a 0.048 ng/mc e quindi paragonabile a quello stimato in estate 2009 (Frullo est di MONITER: 0.060 ng/mc). Per quanto riguarda la campagna invernale il valore relativo al campionamento del 2006 (Sito C: 2.57 ng/mc) è più elevato rispetto a quello del 2009 (Frullo est: 1.038 ng/mc). Anche in questo caso è da sottolineare il miglioramento che potrebbe essere dovuto, solo in parte, alla modesta differenza in termini di durata del periodo di campionamento, come descritto per il PM.

Diossine e PCB

Relativamente alle diossine l'approccio, come riportato in premessa, è duplice: quello europeo e del WHO (World Health Organization) che ritiene esista soglia di non effetto e mira a TDI (dose tollerabile giornaliera) definita in 2 pg/kg p.c./die come assunzione massima senza effetti sia tossico-riproduttivi (a soglia) che cancerogeni (la TCDD è un promotore); e quello statunitense che, tra molte contraddizioni, valutazioni e rivalutazioni tuttora in corso, considera maggiormente l'effetto cancerogeno con relazione lineare tra dose e risposta e quindi senza soglia: in tal caso l'unità di rischio cancerogeno è, secondo California EPA 2005 (20), 3.8×10^{-5} per assunzione di 1 pg TCDD/mc/die per tutta la vita.

Delle 210 diossine solo 17 hanno una valenza tossicologica e una sola, la 2,3,7,8-TCDD, è classificata dalla IARC di Lione come accertato cancerogeno per l'uomo. L'effetto più temibile è comunque quello di tossicità sullo sviluppo che si manifesta anche a dosi più basse e che ha però soglia di dose sotto la quale non si ha effetto.

Per valutare il loro effetto cancerogeno è stato utilizzato, in rapporto al solo **PM_{2,5}** e a soli tre siti, il valore trasformato di ogni singola diossina e PCB diossino-simili in TCDD equivalenti (TEQ) riferiti alla diossina di Seveso (2,3,7,8-TCDD), mediante un sistema di TEF definito a livello internazionale (Tabella 26, dove si osserva l'evoluzione più recente del WHO-TEF, 2005 (24), utilizzato nella successiva elaborazione, rispetto ai TEF (Fattori di tossicità equivalente) in uso precedentemente (25), WHO 1998).

Per quanto riguarda i PCB non diossino-simili, che a differenza delle diossine planari (e dei PCB diossino-simili coplanari) hanno una tossicità non relata al meccanismo del recettore Ah, si utilizza TDI non diossino-simili.

Tabella 26 / Table 26

Diossine, furani e PCB diossino-simili misurati da ARPA-ER e relative TEF / Dioxins, furans and Dioxin-Like PCB measured by ARPA-ER with related TEF		
Fattori di tossicità equivalente / Toxic Equivalency Factors (TEF)		
PCDD and PCDF	WHO-TEF (1998)	WHO-TEF (2005)
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PnCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01
OCDD	0.0001	0.0003
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PnCDF	0.05	0.03
2,3,4,7,8-PnCDF	0.5	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01
OCDF	0.0001	0.0003
PCB (n. IUPAC)		
3,4,4',5-TCB (81)	0.0001	0.0003
3,3',4,4'-TCB (77)	0.0001	0.0001
2,3,4,4',5-PnCB (123)	0.0001	0.00003
2,3',4,4',5-PnCB (118)	0.0001	0.00003
2,3,4,4',5-PnCB (114)	0.0005	0.00003
2,3,3',4,4'-PnCB (105)	0.0001	0.00003
3,3',4,4',5-PnCB (126)	0.1	0.1
2,3',4,4',5,5'-HxCB (167)	0.00001	0.00003
2,3,3',4,4',5-HxCB (156)	0.0005	0.00003
2,3,3',4,4',5'-HxCB (157)	0.0005	0.00003
3,3',4,4',5,5'-HxCB (169)	0.01	0.03
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (189)	0.0001	0.00003

Abbreviations: PnCDD, pentachlorodibenzo-*p*-dioxin; HxCDD, hexachlorodibenzo-*p*-dioxin; HpCDD, heptachlorodibenzo-*p*-dioxin; OCDD, octachlorodibenzo-*p*-dioxin; PnCDF, pentachlorodibenzofuran; HxCDF, hexachlorodibenzofuran; HpCDF, heptachlorodibenzofuran; OCDF, octachlorodibenzofuran; TCB, tetrachlorobiphenyl; PnCB, pentachlorobiphenyl; HxCB, hexachlorobiphenyl; HpCB, heptachlorobiphenyl.

Abbreviazioni: PnCDD, pentaclorodibenzo-*p*-diossina; HxCDD, esaclorodibenzo-*p*-diossina; HpCDD, eptaclorodibenzo-*p*-diossina; OCDD, octaclorodibenzo-*p*-diossina; PnCDF, pentaclorodibenzofurano; HxCDF, esaclorodibenzofurano; HpCDF, eptaclorodibenzofurano; OCDF, octaclorodibenzofurano; TCB, tetraclorodifenile; PnCB, pentaclorodifenile; HxCB, esaclorodifenile; HpCB, eptaclorodifenile.

Campagna estiva

Nella Tabella 27 si evidenzia per il **PM_{2.5}** la misurazione gravimetrica espressa in $\mu\text{g}/\text{mc}$ nella seconda colonna e la relativa caratterizzazione chimica relativa ai PCB totali (terza colonna), ai PCB non diossino-simili (NDL-PCB) e ai PCB diossino-simili (DL-PCB) e il relativo valore di trasformazione in TCDD equivalenti (ultima colonna).

La Tabella 28 mostra i valori di diossine (PCDD) e furani (PCDF) totali presenti nei campioni analizzati, la trasformazione di tale valore in termini di TCDD equivalenti e il contributo dato dai PCB diossino-simili al TCDD equivalente totale.

Nel caso di questi analiti le modalità di campionamento e le analisi successive hanno di fatto coperto tutto il periodo di campionamento, quindi possiamo considerare il valore calcolato come rappresentativo della concentrazione media (per le diossine espressa in fg/mc , mentre per i PCB in pg/mc) riscontrata nei siti esaminati durante il periodo di campionamento.

Tabella 27 / Table 27

PCB					
	PM_{2.5}	PCB tot	NDL-PCB	DL-PCB	DL_PCB TCDD eq
	$\mu\text{g}/\text{mc}$	pg/mc			
Frullo est *	19.518 ± 7.212	74.868 ± 25.345	68.820 ± 24.291	6.047 ± 2.417	0.0013 ± 0.0004
Calamosco	20.235 ± 7.422	62.982 ± 23.235	57.440 ± 21.150	5.541 ± 2.243	0.0011 ± 0.0002
Pianeta	19.825 ± 6.616	73.660 ± 27.614	68.254 ± 25.762	5.405 ± 2.192	0.0011 ± 0.0002

Data are expressed as mean concentration \pm SD, considering measurements from June, 04 to July, 25.

* Data are expressed as mean concentration \pm SD, considering measurements from June, 04 to July, 25, except for June, 12 to June, 19.

I dati sono espressi come concentrazione media \pm SD, in riferimento al periodo dal 4 Giugno al 25 Luglio.

* I dati sono espressi come concentrazione media \pm SD, considerando le misurazioni effettuate dal 4 Giugno al 25 Luglio, escludendo il periodo dal 12 al 19 Giugno.

I dati relativi alle analisi dei PCB non risultano essere significativamente differenti al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento (Tabella 27).

Tabella 28 / Table 28

PCDD and PCDF				
	PM_{2.5}	PCDD+PCDF tot	TCDD eq	PCDD+PCDF+DL-PCB TCDD eq
	$\mu\text{g}/\text{mc}$	fg/mc		
Frullo est *	19.518 ± 7.212	223.677 ± 114.998	16.099 ± 12.682	17.354 ± 12.962
Calamosco	20.235 ± 7.422	231.641 ± 177.182	16.062 ± 4.826	17.206 ± 4.850
Pianeta	19.825 ± 6.616	179.098 ± 84.585	14.671 ± 5.403	15.767 ± 5.411

Data are expressed as mean concentration \pm SD, considering measurements from June, 04 to July, 25.

* Data are expressed as mean concentration \pm SD, considering measurements from June, 04 to July, 25, except for June, 12 to June, 19.

I dati sono espressi come concentrazione media \pm SD, in riferimento al periodo dal 4 Giugno al 25 Luglio.

* I dati sono espressi come concentrazione media \pm SD, considerando le misurazioni effettuate dal 4 Giugno al 25 Luglio, escludendo il periodo dal 12 al 19 Giugno.

Neppure per le diossine si osservano differenze statisticamente significative al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento (Tabella 28).

Tali valori sono stati confrontati con i limiti e i valori di UR presenti in letteratura per la via inalatoria e riportati in Tabella 29.

Tabella 29**Valori limite tossicologici e UR cancerogeno per Diossine e PCB****Diossine**Via orale**TDI** (pg/kg p.c./die) (limite che protegge da vari effetti tossici, incluso il cancro)

1	ITER (13) (MCRL) (minimal chronic risk level)
2	COT UK (26)
2 (1-4)	WHO 1998 (27), WHO 2000 (5), SCF E.U. 2000 (28)
1,4	(19)
2	SCF E.U. 2001 (29)

UR cancro (tumori in eccesso per assunzione per tutta la vita di 1 pg/kg p.c./die di TCDD)
 da 2×10^{-6} a 1×10^{-3} secondo vari Autori
 $1,08 \times 10^{-5}$ secondo California EPA 2005 (20), la più attendibile al momento

Via inalatoria

UR cancro (tumori in eccesso per inalazione per tutta la vita di 1 pg/mc di TCDD)
 $3,8 \times 10^{-5}$ (20)

PCBVia orale

RfD: $2 - 7 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c./die per Aroclor 1016 e Aroclor 1254 (23)

TDI non diossino-simili*: 0,01 µg/kg p.c./die (19)

UR cancro: 2×10^{-3} /µg/kg p.c./die
 10^{-5} /µg/l (acqua potabile) (23)

Via inalatoria

UR cancro: 10^{-4} /µg/mc (central estimate of low risk and persistence)
 $1,1 - 5,7 \times 10^{-4}$ /µg/mc (20)

TCA (Tolerable Concentration in Air) non diossino-simili*: 0,5 µg/mc (19)

* valori relativi alla base di 7 PCB indicatori: n. 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180 (19).

Nella Tabella 30 sono mostrati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica di PCB totali, molto simili nei tre siti e inferiori di quasi due ordini di grandezza a 1 su 1 milione.

Tabella 30 / Table 30

PM_{2.5}	PCB tot	Rischio di cancro / Cancer risk
	pg/mc	
Frullo est	74.868 ± 25.345	4.27 x10 ⁻⁸
Calamosco	62.982 ± 23.235	3.59 x10 ⁻⁸
Pianeta	73.660 ± 27.614	4.20 x10 ⁻⁸

Nella Tabella 31 sono riportati i valori di rischio cancerogeno, di nuovo molto simili e inferiori a 1 su 1 milione, in relazione all'inalazione cronica di diossine, furani e PCB diossino-simili espressi come TCDD equivalenti.

Tabella 31 / Table 31

PM_{2.5}	PCDD+PCDF+DL-PCB TCDD eq	Rischio di cancro / Cancer risk
	fg/mc	
Frullo est	17.354 ± 12.962	6.59 x10 ⁻⁷
Calamosco	17.206 ± 4.850	6.54 x10 ⁻⁷
Pianeta	15.767 ± 5.411	5.99 x10 ⁻⁷

Campagna invernale

Anche per la campagna invernale le modalità di campionamento hanno di fatto coperto tutto il periodo di campionamento, quindi possiamo considerare il valore calcolato come rappresentativo della concentrazione media (per le diossine espressa in fg/mc, mentre per i PCB in pg/mc) riscontrata nei siti esaminati durante il periodo di campionamento.

Nella Tabella 32 si evidenzia per il **PM_{2,5}** la misurazione gravimetrica espressa in µg/mc nella seconda colonna e la relativa caratterizzazione chimica relativa ai PCB totali (terza colonna), ai PCB non diossino-simili (NDL-PCB) e ai PCB diossino-simili (DL-PCB) e il relativo valore di trasformazione in TCDD equivalenti (ultima colonna).

La Tabella 33 mostra i valori di diossine e furani totali presenti nei campioni analizzati, la trasformazione di tale valore in termini di TCDD equivalenti e il contributo dato dai PCB diossino-simili.

Tabella 32 / Table 32

PCB					
	PM_{2,5}	PCB tot	NDL-PCB	DL-PCB	DL-PCB TCDD eq
	µg/mc	pg/mc			
Frullo est **	34.54 ± 21.23	106.107 ± 77.443	95.041 ± 71.617	11.065 ± 8.920	0.0012 ± 0.0003
Calamosco *	35.05 ± 20.20	128.701 ± 106.361	115.384 ± 92.978	13.317 ± 13.746	0.0013 ± 0.0004
Pianeta	34.64 ± 21.02	117.220 ± 103.212	106.787 ± 91.256	10.433 ± 12.665	0.0012 ± 0.0004

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering measurements from January, 16 to March, 03.

** Data are expressed as mean concentration ± SD, considering measurements from January, 16 to March, 03, except for January, 13 to January, 16.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering measurements from January, 16 to March, 03, except for January, 26 to January, 30.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento al periodo dal 16 Gennaio al 3 Marzo.

** I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni effettuate dal 16 Gennaio al 3 Marzo, escludendo il periodo dal 13 al 16 Febbraio.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni effettuate dal 16 Gennaio al 3 Marzo, escludendo il periodo dal 26 al 30 Gennaio.

Anche nelle misurazioni relative ai PCB effettuate nella campagna invernale non si osservano differenze statisticamente significative al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento (Tabella 32).

Tabella 33 / Table 33

PCDD and PCDF				
	PM_{2.5}	PCDD+PCDF tot	TCDD eq	PCDD+PCDF+DL-PCB TCDD eq
	$\mu\text{g}/\text{mc}$	fg/mc		
Frullo est **	34.54 ± 21.23	612.387 ± 348.427	16.580 ± 6.496	17.803 ± 6.636
Calamosco *	35.05 ± 20.20	506.304 ± 270.583	22.713 ± 12.601	24.292 ± 13.130
Pianeta	34.64 ± 21.02	599.410 ± 264.980	22.526 ± 13.682	23.723 ± 13.570

Data are expressed as mean concentration ± SD, considering measurements from January, 16 to March, 03.

** Data are expressed as mean concentration ± SD, considering measurements from January, 16 to March, 03, except for January, 13 to January, 16.

* Data are expressed as mean concentration ± SD, considering measurements from January, 16 to March, 03, except for January, 26 to January, 30.

I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, in riferimento al periodo dal 16 Gennaio al 3 Marzo.

** I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni effettuate dal 16 Gennaio al 3 Marzo, escludendo il periodo dal 13 al 16 Febbraio.

* I dati sono espressi come concentrazione media ± SD, considerando le misurazioni effettuate dal 16 Gennaio al 3 Marzo, escludendo il periodo dal 26 al 30 Gennaio.

I dati relativi alle analisi di diossine e furani non risultano essere significativamente differenti al *t*-Test di Student confrontando i diversi siti di campionamento (Tabella 33).

Tali valori sono stati confrontati con i limiti e i valori di UR presenti in letteratura in relazione alla via inalatoria e riportati in Tabella 29.

Nella Tabella 34 sono mostrati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica di PCB totali, che risultano simili nei tre siti analizzati e inferiori di oltre un ordine di grandezza a 1 su 1 milione.

Tabella 34 / Table 34

PM_{2.5}	PCB tot	Rischio di cancro / Cancer risk
	pg/mc	
Frullo est	106.107 ± 77.443	6.05 x10 ⁻⁸
Calamosco	128.701 ± 106.361	7.34 x10 ⁻⁸
Pianeta	117.220 ± 103.212	6.68 x10 ⁻⁸

Nella Tabella 35 sono riportati i valori di rischio cancerogeno in relazione all'inalazione cronica di diossine, furani e PCB diossino-simili espressi come TCDD equivalenti, che risultano simili nei tre siti analizzati e inferiori di oltre un ordine di grandezza a 1 su 1 milione.

Tabella 35 / Table 35

PM_{2.5}	PCDD+PCDF+DL-PCB TCDD eq	Rischio di cancro / Cancer risk
	fg/mc	
Frullo est	17.803 ± 6.636	6.77 x10 ⁻⁷
Calamosco	24.292 ± 13.130	9.23 x10 ⁻⁷
Pianeta	23.723 ± 13.570	9.01 x10 ⁻⁷

Confronti tra campagna estiva e campagna invernale

Analogamente a IPA e NIPA sono state condotte valutazioni relative alla differenza nelle concentrazioni di PCB, diossine e furani e nei relativi valori di TCDD equivalenti fra le due campagne di monitoraggio condotte durante il periodo estivo 2008 e quello invernale 2009.

Tabella 36 / Table 36

PCB		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	PCB tot	
	pg/mc	
Frullo est	74.868 ± 25.345	106.107 ± 77.443
Calamosco	62.982 ± 23.235	128.701 ± 106.361*
Pianeta	73.660 ± 27.614	117.220 ± 103.212

* Significantly different (p<0.05) from summer campaign at the Student t-test.

* Differenza significativa (p<0.05, t-Test) rispetto al valore misurato nella campagna estiva.

La Tabella 36 mostra i confronti relativi alla concentrazione totale di PCB nelle due campagne di monitoraggio. Risulta significativa solo la differenza nelle misurazioni effettuate presso Calamosco (p<0.05).

Tabella 37 / Table 37

PCB		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	NDL-PCB	
	pg/mc	
Frullo est	68.820 ± 24.291	95.041 ± 71.617
Calamosco	57.440 ± 21.150	115.384 ± 92.978*
Pianeta	68.254 ± 25.762	106.787 ± 91.256

* Significantly different (p<0.05) from summer campaign at the Student t-test.

* Differenza significativa (p<0.05, t-Test) rispetto al valore misurato nella campagna estiva.

Anche per quanto riguarda il totale di PCB non diossino-simili risulta statisticamente significativa la differenza fra le campagne estiva ed invernale relativa al sito Calamosco.

Tabella 38 / Table 38

PCB		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	DL-PCB	
	pg/mc	
Frullo est	6.047 ± 2.417	11.065 ± 8.920
Calamosco	5.541 ± 2.243	13.317 ± 13.746
Pianeta	5.405 ± 2.192	10.433 ± 12.665

Nei confronti relativi alla somma dei singoli PCB diossino-simili monitorati durante le due campagne non si evidenziano differenze statisticamente significative al t-Test di Student per nessun sito (Tabella 38). Di conseguenza non risultano significative le differenze relative al valore trasformato in termini di TCDD equivalenti (Tabella 39), così come il rischio di cancro da PCB totali che risulta simile tra le due campagne (Tabella 40).

Tabella 39 / Table 39

PCB		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	DL-PCB TCDD eq	
	pg/mc	
Frullo est	0.0013 ± 0.0004	0.0012 ± 0.0003
Calamosco	0.0011 ± 0.0002	0.0013 ± 0.0004
Pianeta	0.0011 ± 0.0002	0.0012 ± 0.0004

Tabella 40 / Table 40

Rischio di cancro / Cancer risk		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	PCB tot	
Frullo est	4.27 x10 ⁻⁸	6.05 x10 ⁻⁸
Calamosco	3.59 x10 ⁻⁸	7.34 x10 ⁻⁸
Pianeta	4.20 x10 ⁻⁸	6.68 x10 ⁻⁸

I confronti relativi a diossine e furani risultano essere **tutti statisticamente significativi (p<0.01) al t-Test di Student**. I valori riferiti alla campagna invernale sono maggiori di quelli del monitoraggio condotto in estate (Tabella 41).

Tabella 41 / Table 41

Diossine / Dioxins		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	PCDD+PCDF tot	
	fg/mc	
Frullo est	223.677 ± 114.998	612.387 ± 348.427**
Calamosco	231.641 ± 177.182	506.304 ± 270.583**
Pianeta	179.098 ± 84.585	599.410 ± 264.980**

** Significantly different (p<0.01) from summer campaign at the Student t-test.

** Differenza altamente significativa (p<0.01, t-Test) rispetto al valore misurato nella campagna estiva.

In seguito alla trasformazione del totale di diossine e furani in TCDD equivalenti non si osservano differenze statisticamente significative fra le diverse campagne di monitoraggio per nessuno dei siti valutati (Tabella 42). La stessa situazione si evidenzia anche successivamente all'apporto dei PCB diossino-simili, come TCDD equivalenti, come mostrato in Tabella 43. Di conseguenza l'incremento del rischio cancerogeno relativo all'inalazione per tutta la vita di miscele complesse di PCB, diossine e furani, espressa in termini di TCDD equivalenti, risulta essere analogo durante le due stagioni prese in esame e inferiore a 1 su 1 milione (Tabella 44).

Tabella 42 / Table 42

Diossine / Dioxins		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	TCDD eq	
	fg/mc	
Frullo est	16.099 ± 12.682	16.580 ± 6.496
Calamosco	16.062 ± 4.826	22.713 ± 12.601
Pianeta	14.671 ± 5.403	22.526 ± 13.682

Tabella 43 / Table 43

Diossine / Dioxins		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	PCDD+PCDF+DL-PCB TCDD eq	
	fg/mc	
Frullo est	17.354 ± 12.962	17.803 ± 6.636
Calamosco	17.206 ± 4.850	24.292 ± 13.130
Pianeta	15.767 ± 5.411	23.723 ± 13.570

Quando i valori di TCDD equivalenti (TEQ) vengono trasformati da concentrazioni in aria a dose per kg p.c./die moltiplicando per 30 mc/die e dividendo per 60 kg di p.c. nell'assunzione di un assorbimento polmonare di default pari al 100%, i valori variano da circa 7,5 a circa 12 fg/kg p.c./die, valori che vanno confrontati con il TDI, riportato in tabella 29, per le diossine espresso come TEQ (2 pg/kg p.c./die ovvero 2000 fg/kg p.c./die). Tali valori riferiti alla sola inalazione sono inferiori rispetto al valore di TDI di più di due ordini di grandezza e rendono trascurabile la presenza di diossine nell'aria dei vari siti ai fini di qualsiasi effetto tossico (anche tossicità dello sviluppo) o cancerogeno, come trascurabile è il contributo delle diossine-equivalenti al rischio cancerogeno precedentemente stimato e riportato in Tabella 44.

Tabella 44 / Table 44

Rischio di cancro / Cancer risk		
PM_{2.5}	Estate / Summer	Inverno / Winter
	PCDD+PCDF+DL- PCB TCDD eq	
Frullo est	6.59 x10 ⁻⁷	6.77 x10 ⁻⁷
Calamosco	6.54 x10 ⁻⁷	9.23 x10 ⁻⁷
Pianeta	5.99 x10 ⁻⁷	9.01 x10 ⁻⁷

Inoltre, sulla base dei dati presentati relativi alle diossine, può essere condotto un confronto con il precedente monitoraggio dell'inceneritore del Frullo effettuato nel 2006. Nel periodo invernale presso il sito C il valore di TCDD equivalenti risultava essere pari a 44.12 fg/mc e quindi superiore a quello stimato nell'inverno 2009 a Frullo est (16.58 fg/mc).

Conclusioni

Le valutazioni sui dati raccolti nelle due campagne di monitoraggio sono così riassumibili:

- 1) La concentrazione degli inquinanti aerodispersi valutati nei due $PM_{2.5}$ e PM_{10} , quali: IPA e NIPA (espressi come totale dei singoli IPA misurati e somma di quelli che presentano il fattore di potenza cancerogena, oltre al valore del singolo B(a)P e ai trasformati in BaP equivalenti), PCB (sia totali, sia diossino-simili, sia non diossino-simili), diossine e furani non risulta essere superiore nei campioni prelevati nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) rispetto ai campionamenti effettuati presso i siti di minima ricaduta (Calamosco e F19, che costituiscono i rispettivi controlli) in entrambe le campagne di monitoraggio (estiva 2008 e invernale 2009). Alla luce di tali osservazioni sperimentali e sulla base dei modelli di ricaduta valutati, l'impatto sulla qualità dell'aria dell'impianto di termovalorizzazione di Bologna sembra non sussistere.
- 2) Confrontando le misurazioni di IPA effettuate nelle due campagne di monitoraggio si osserva un aumento nella concentrazione di tali contaminanti di circa un ordine di grandezza durante la stagione invernale 2009. Le concentrazioni di NIPA sono più elevate in estate rispetto all'inverno, come atteso. L'andamento invece è opposto se si considera il valore trasformato in B(a)P equivalenti relativo sia agli IPA che a quello risultante in seguito all'aggiunta del contributo dei NIPA. I livelli di PCB, invece, risultano simili e paragonabili nei due differenti periodi di campionamento. Per quanto riguarda le concentrazioni di diossine e furani si osserva un aumento significativo nella campagna invernale rispetto a quella estiva ma, in seguito alla trasformazione del dato in TCDD equivalenti, valore più predittivo per gli effetti tossici, tale significatività viene persa. Di nuovo non si osservano nei siti di massima ricaduta (Frullo est e Frullo ovest) valori superiori ai siti dei controlli (rispettivamente Calamosco e F19).
- 3) In riferimento alla valutazione del rischio cancerogeno si può affermare che i livelli di B(a)P misurati in entrambe le campagne di monitoraggio sono inferiori al valore limite posto su base annua (1 ng/mc) presente nel riferimento normativo (D.Lgs 152/07). In particolare le concentrazioni di B(a)P misurate durante la campagna di monitoraggio estiva sono di 2 ordini di grandezza inferiori rispetto a tale limite regolatorio e quelle relative alla campagna invernale sono inferiori di circa 1 ordine di grandezza al limite regolatorio. Per quanto riguarda il valore trasformato di B(a)P equivalenti, in entrambi i periodi considerati, l'applicazione dell'UR di cancro porta a stimare un incremento del rischio dell'ordine di quello definito in letteratura (di 1×10^{-4} per esposizione a 1 ng/mc) (5, 22) e inferiore di circa 1 ordine di grandezza nella campagna estiva rispetto a quella invernale. La stima del rischio cancerogeno relativa al valore trasformato in TCDD equivalenti ha mostrato una situazione analoga tra le due campagne (estiva ed invernale) e valori sempre inferiori a 1 su 1 milione. Si rimarca che si tratta di miscele complesse e non di singola diossina. Questi valori di rischio sono compatibili con la negatività dei campioni analizzati nell'azione 3 della LP5 nel saggio di trasformazione in vitro con il modello cellulare BALB/c 3T3 A31-1-1 la cui sensibilità è dell'ordine di 1 su 10.000. Relativamente all'approccio alle diossine (TCDD-equivalenti) tramite TDI, la dose derivante dall'inalazione è in tutti i casi simile e inferiore al TDI di più di 2 ordini di grandezza. In altri termini, valori così bassi di diossine inalate non costituiscono un problema sanitario.

Bibliografia

- 1) U.S. Environmental Protection Agency NCEA Benchmark Dose Software. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=164443> and <http://www.epa.gov/ncea/bmds/>
- 2) U.S. Environmental Protection Agency. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/P-03/001B, March 2005. U.S. EPA, Washington, D.C.
- 3) Miller KA, Siscovick DS, Sheppard L, Shepherd K, Sullivan JH, Anderson GL, Kaufman JD. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *New Engl J Med* 356,447-458, 2007.
- 4) Pope CA III, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 56, 709-742, 2006.
- 5) World Health Organization (WHO) Regional Office for Europe, Copenhagen 2000. Air quality guidelines for Europe. II edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91.
- 6) World Health Organization (WHO) Europe 2006. Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. European Centre for Environment and Health, Bonn Office.
- 7) World Health Organization (WHO) Europe 2005 (a). Effects of air pollution on children's health and development. A review of the evidence. Special programme on health and environment. European Centre for Environment and Health. Bonn Office.
- 8) World Health Organization (WHO) Europe 2005 (b). WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a working group meeting, Bonn, Germany 18-20 October 2005.
- 9) Waste incineration and Public health. Committee on Health effects of waste incineration, Board on environmental studies and toxicology. National Research Council 2000. pp. 1-364. U.S. National Academies Press. <http://www.nap.edu/catalog/5803.html>
- 10) Dominici F, Peng RD, Bell ML, Pham L, McDermott A, Zeger SL, Samet JM. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 295, 1127-1134, 2006.
- 11) Neuberger M, Schimek MG, Horak F Jr, Moshhammer H, Kundi M, Frischer T, Gomiscek B, Puxbaum H, Hauck H, AUPEEP-Team. *Atm Environ* 38, 3971-3081, 2004.
- 12) Dejmek J, Selevan SG, Benes I, Solansky I, Sram RJ. Fetal growth and maternal exposure to particulate matter during pregnancy. *Environ Health Perspect* 107, 475-480, 1999.
- 13) Ko FWS, Tam W, Wong TW, Chan DPS, Tung AH, Lai CKW, Hui DSC. Temporal relationship between air pollutants and hospital admissions for chronic obstructive pulmonary disease in Hong Kong. *Thora* 62, 780-785, 2007.
- 14) Yu O, Sheppard L, Lumley T, Koenig JQ, Shapiro GG. Effects of ambient air pollution on symptoms of asthma in Seattle-Area children enrolled in the CAMP study. *Environ Health Perspect* 108, 1209-1214, 2000.
- 15) U.S. EPA 1993. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. EPA/600/R-93/089.
- 16) MOE (Ministry of the Environment), 1997. Scientific criteria document for multimedia standard development. Polycyclic aromatic Hydrocarbons (PAH). Part 1: Hazard identification and dose-response assessment. MOE, Toronto, Ontario.
- 17) CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2008. Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Environmental and Human Health Effects). Scientific Supporting Document, pp 106-108.
- 18) IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans. Some non-heterocyclic aromatic hydrocarbons and some related exposure. Vol. 92, pp 1-853, 2010. International Agency for Research on Cancer, Lyon.

- 19) RIVM 2001. Report 711701 025. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Baars AJ, et al. Rijksinstituut Voor Volksgezondheid en Milieu. Bilthoven, the Netherlands, March 2001.
- 20) California EPA, 2005. Air toxic hot spots program. Risk assessment guidelines. Part II. Technical support document for describing available cancer potency factors. OEHHA, Air toxicology and epidemiology section, Budroee JD et al, May 2005.
- 21) Minnesota Dept of Health. Risk Assessment Rules/Guidance. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon: methods for estimating health risks from carcinogenic PAHs. Updated July 2, 2004. <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/pahmemo.html>
- 22) Commissione Consultiva Tossicologica Nazionale (CCTN). Parere della CCTN sugli idrocarburi policiclici aromatici. Raccolta dei pareri espressi dalla CCTN nel 1991. Serie Relazioni, Istituto Superiore di Sanità 92/1, pp. 56-62. Roma 28.11.1991.
- 23) IRIS, Integrated Risk Information System. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/search.htm> raggiungibile anche tramite Toxnet <http://www.epa.gov/iris/search.htm>, <http://www.nlm.nih.gov/>
- 24) Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE. The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicol Sci.* 2006; 93(2):223-241.
- 25) Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld BTC et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106 (12), 775-792, 1998.
- 26) Committee on Toxicology (COT), UK. Fish consumption: benefits and risks part 8: COT statement on dioxins and PCBs. www.food.gov.uk/news/newsarchive/2004/jun/fishreport2004
- 27) WHO Consultation 1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI). May 25-29, Geneva, Switzerland. <http://www.who.int/ipcs/publications/en/exe-sum-final.pdf>
- 28) Scientific Committee on Food (SCF) European Commission 2000. Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in Food. SCF/CS/CNTM/DIOXIN/8 Final, 23 November 2000.
- 29) Scientific Committee on Food (SCF) European Commission 2001. Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in Food. SCF/CS/CNTM/DIOXIN/20 Final, 30 May 2001.