

Misure di materiale particolare PM_{10} e $PM_{2,5}$ a Roma: confronti *indoor/outdoor*

Giorgio CATTANI, Maria Carmela CUSANO, Marco INGLESSIS, Gaetano SETTIMO, Giordano STACCHINI, Giovanni ZIEMACKI e Achille MARCONI

Laboratorio di Igiene Ambientale, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Riassunto. - È stata valutata nell'arco di dodici mesi (1999-2000) la concentrazione in siti fissi di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} *indoor* (uffici e abitazioni private senza rilevanti sorgenti interne di PM) e *outdoor* mediante metodo gravimetrico manuale. I valori medi rilevati indicano che le concentrazioni *outdoor* sono mediamente inferiori a quelle *indoor* nel periodo estivo, mentre sono superiori nel periodo invernale. Le correlazioni tra le concentrazioni *indoor* e *outdoor* appaiono in generale statisticamente significative, in particolare per il $PM_{2,5}$ in inverno. La posizione delle abitazioni o degli uffici rispetto al livello stradale non sembra essere particolarmente rilevante per quello che riguarda i valori medi, mentre si evidenzia una limitata differenza nei valori massimi. La variabilità intergiornaliera risulta maggiore all'esterno che all'interno, in particolare nel periodo invernale. Il rapporto $PM_{2,5}/PM_{10}$ risulta maggiore all'interno che all'esterno, probabilmente a causa della maggiore velocità di sedimentazione della frazione *coarse*.

Parole chiave: inquinamento urbano, materiale particolare aerodisperso, qualità dell'aria *indoor*, PM_{10} , $PM_{2,5}$.

Summary (*Particulate matter measurements $PM_{2,5}$ and PM_{10} in Rome: comparison indoor/outdoor*). - The concentration of airborne particulate matter ($PM_{2,5}$ and PM_{10}) was assessed over 12 months (1999-2000) both outdoor and indoor (workplaces and homes without major PM sources) through a manual gravimetric method. Mean concentration values outdoors were moderately lower than indoor concentrations in summer, but higher in winter. The correlations between outdoor and indoor values are statistically significant, especially for $PM_{2,5}$ in winter. The position of indoor sites with respect to street level was immaterial as far as mean values is concerned, whilst maximum values presented some differences accordingly. Day-to-day variability was higher outside than inside, especially in winter. The $PM_{2,5}/PM_{10}$ ratio was higher indoors, probably owing to the higher sedimentation speed of the coarse fraction.

Key words: urban pollution, airborne particulate matter, indoor air quality, PM_{10} , $PM_{2,5}$.

Introduzione

Vari studi epidemiologici condotti negli Stati Uniti e in Europa nell'ultimo decennio hanno riguardato i possibili effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle; sono state evidenziate associazioni tra le concentrazioni in massa di tali particelle ed un incremento sia di morbosità sia di mortalità, in particolare per soggetti affetti da patologie respiratorie e cardiovascolari [1-6].

L'attenzione della ricerca corrente è rivolta in particolare modo a individuare i parametri più rilevanti in grado di esplicitare l'effetto nocivo per la salute umana; in particolare viene indagato il ruolo delle dimensioni, del numero, della massa e della composizione chimica delle particelle [7, 8].

Negli USA, la normativa che richiedeva il monitoraggio del PM_{10} (frazione "toracica") è stata estesa al $PM_{2,5}$ (frazione "respirabile" o fine), introducendo standard di qualità dell'aria anche per quest'ultimo [9, 10]. L'Unione Europea, in una recente direttiva, ha stabilito i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il PM_{10} e ha richiesto la misura del $PM_{2,5}$ senza tuttavia fissare un valore limite [11]. Questa direttiva è stata recepita in Italia con Decreto del Ministero dell'Ambiente del 2 aprile 2002, n. 60 [12].

D'altra parte, la scarsità di dati nazionali sul $PM_{2,5}$ comporta una sostanziale mancanza di informazioni sui rapporti esistenti tra le concentrazioni delle diverse frazioni di materiale particolare (PM_{10} , $PM_{2,5}$ e la frazione con diametro aerodinamico compreso tra 2,5 e 10 μm $PM_{10-2,5}$ o *coarse*) e sulla loro composizione

chimica: la conoscenza di tali dati è tuttavia fondamentale nell'ambito degli studi di associazione tra effetti sanitari delle particelle e frazioni dimensionali responsabili di tali effetti.

Uno dei più importanti obiettivi da conseguire è rappresentato da un miglioramento delle conoscenze riguardo l'esposizione della popolazione all'interno di edifici chiusi, quali abitazioni private, uffici o mezzi di trasporto. La popolazione di un ambiente urbano trascorre gran parte del suo tempo all'interno degli edifici (è stato stimato che circa il 94% del tempo mediamente è trascorso in ambienti chiusi, tra edifici e mezzi di trasporto [13]). L'esposizione in ambiente di lavoro industriale è di rilevante importanza, ma viene a dipendere in maniera preponderante dalle sorgenti presenti nell'ambiente di lavoro stesso, e merita quindi una valutazione a se stante.

Studi importanti e molto ampi sono stati condotti negli Stati Uniti, coinvolgendo numerose abitazioni private e uffici in diverse città, in diversi periodi stagionali, con valutazione delle frazioni toracica e respirabile delle particelle aerodisperse. Sono state valutate le relazioni esistenti tra le concentrazioni rilevate all'esterno, in punti di misura fissi, coincidenti con le centraline di monitoraggio di *network* cittadini o nazionali, quelle rilevate all'interno degli edifici situati nei pressi dei punti di prelievo *outdoor* in diverse zone di una stessa abitazione (cucina, sala da pranzo, ecc.) e quelle rilevate prelevando le particelle mediante campionatori personali, indossati da soggetti volontari per periodi più o meno lunghi [14].

Recentemente, analoghi studi molto ampi, sono stati condotti in Europa grazie alla collaborazione di diversi paesi, fornendo anche un ampio spettro di utili informazioni riguardo l'approccio metodologico [15].

All'interno degli edifici abitativi e degli uffici la sorgente principale appare essere il fumo di sigaretta; questo punto è stato evidenziato chiaramente da numerosi studi, secondo i quali si può affermare che il contributo alla concentrazione di $PM_{2,5}$ rilevata in ambienti dove sono presenti dei fumatori oscilla tra 25 e 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il fumo di una sola sigaretta può determinare un contributo alla concentrazione di $PM_{2,5}$ misurata nell'arco di 24 h, di 1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [16].

Un altro importante contributo alla concentrazione di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} *indoor* è determinato dall'uso di sistemi non elettrici per la cottura dei cibi, con contributi per le due frazioni pari a 10-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Contributi meno rilevanti (1-5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sono determinati dalla tipologia degli arredi (presenza di tappeti, moquette, ecc.) e dalle modalità di pulizia degli ambienti [17].

La differenza tra le concentrazioni rilevate in diverse stanze nello stesso appartamento è in generale poco significativa (differenze minori del 10%) e i dati rilevati appaiono ben correlati tra loro [18].

Le osservazioni principali riguardo al confronto tra le concentrazioni *outdoor* e *indoor*, misurate in siti fissi, convergono in molti casi nell'osservare che, quando le concentrazioni *outdoor* sono basse (< 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), le concentrazioni *indoor* sono più alte di quelle *outdoor* (fino a due volte). Viceversa quando le concentrazioni *outdoor* sono alte, quelle *indoor* risultano generalmente più basse del 10% o meno [19].

La presenza di fumatori all'interno degli ambienti investigati, rende vano qualsiasi tipo di tentativo di effettuare delle correlazioni, in quanto i valori *indoor* e quelli personali diventano invariabilmente più alti e dipendono dal numero di sigarette fumate e dal numero di fumatori presenti, nonché dal tipo e dall'efficienza dei sistemi di ricambio dell'aria.

Le concentrazioni personali, anche in assenza di rilevanti sorgenti *indoor*, risultano inoltre quasi sistematicamente più alte, sia di quelle misurate all'interno in siti fissi, sia di quelle misurate all'esterno. È stato ipotizzato che ciò possa essere dovuto a un eccesso di massa nelle vicinanze della persona che indossa il prelevatore personale, eccesso che apparentemente risulta correlato con l'attività della persona stessa (*personal cloud*) [20].

Gli obiettivi perseguiti nel presente studio pilota sono quelli di seguito brevemente riassunti:

- valutare le concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2,5}$ all'interno di edifici ad uso abitativo e di ufficio (in assenza di sorgenti interne di particolare rilievo) in un arco temporale sufficientemente lungo da permettere di valutare le correlazioni esistenti con i valori contemporaneamente determinati in siti fissi *outdoor*, gli andamenti stagionali ed i rapporti tra le due frazioni;
- fornire delle indicazioni da utilizzare in studi epidemiologici focalizzati sull'esposizione di individui suscettibili, in particolare pazienti affetti da patologie respiratorie e cardiovascolari, i quali trascorrono una buona parte della giornata in abitazioni dove sono assenti sorgenti rilevanti di particelle, al fine di valutare se le concentrazioni rilevate in siti fissi *outdoor* rappresentino una valida stima dell'effettiva esposizione *indoor*.

Parte sperimentale e metodologica

La principale sorgente di particelle a Roma è rappresentata dal traffico auto-motoveicolare (circa 2 500 000 mezzi in totale sul territorio del Comune di Roma); il parco veicolare nel periodo in cui è stato effettuato lo studio (1999-2000) era costituito prevalentemente da auto a benzina (93,62%) quasi uniformemente distribuito tra catalitiche e non (45% e 37% rispettivamente). Gli autocarri Diesel rappresentavano una quota pari a circa il 5% [21]. Durante l'inverno un contributo rilevante alle concentrazioni di materiale

particellare è rappresentato dalle emissioni provenienti dagli impianti di riscaldamento domestico.

Le condizioni meteorologiche di Roma sono tali da sfavorire il rimescolamento degli inquinanti durante i mesi autunnali e invernali ed è quindi atteso e descritto un incremento dei valori delle concentrazioni degli inquinanti primari durante tale periodo [21, 22].

I campionatori sono stati collocati in diversi siti:

- sito *outdoor* a livello stradale: su una piattaforma, nel cortile esterno dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS), a una distanza di circa 8 metri dal centro di una strada, viale Regina Elena, caratterizzata da traffico mediamente intenso (sono stati stimati circa 25 000 passaggi di automezzi al giorno); il sito ha le caratteristiche per essere definito un sito orientato al traffico;

- sito *outdoor* in quota: su un terrazzo dell'ISS a circa trenta metri di altezza dal suolo parallelo al livello stradale; questo punto di prelievo è stato scelto al fine di valutare la dipendenza delle concentrazioni rilevate con l'altezza;

- sito *outdoor* di background urbano: all'interno di un ampio parco urbano, a circa 2 km in linea d'aria dall'ISS, in zona semi-residenziale; la strada più vicina è a circa 200 m dal sito di prelievo;

- sito *indoor* a livello stradale: ambiente interno all'ISS, al piano terra, adibito ad ufficio, parallelo alla piattaforma su viale Regina Elena; le sorgenti interne, stampanti laser e a getto di inchiostro, appaiono essere di scarsa rilevanza, anche per l'utilizzo sporadico. All'interno degli uffici è vietato fumare e non erano presenti impiegati fumatori. Durante l'estate era utilizzato a discrezione degli occupanti un sistema di condizionamento dell'aria. Gli uffici erano occupati generalmente dalle 9 alle 17. Nelle ore rimanenti venivano mantenute chiuse porte e finestre e i sistemi di condizionamento dell'aria erano spenti;

- sito *indoor* in quota: ambiente interno al quinto piano dell'edificio ISS, adibito ad ufficio, parallelo al terrazzo con caratteristiche analoghe a quelle descritte per il precedente;

- siti *indoor* aggiuntivi: 5 abitazioni private, situate nella zona compresa tra i due siti *outdoor*, ISS, orientati al traffico e Villa Ada, di background urbano. Le abitazioni erano occupate da pazienti volontari selezionati nell'ambito di uno studio epidemiologico di tipo panel, finalizzato a valutare l'eventuale associazione tra intensità di esposizione a materiale particellare atmosferico (PM₁₀ e PM_{2,5}) e diversi tipi di alterazioni a livello degli apparati cardiaco e respiratorio [23]. Nessuno di loro era fumatore, il ricambio dell'aria nelle abitazioni avveniva per ventilazione naturale. I campionatori sono stati collocati nella zona giorno delle abitazioni.

Sono stati effettuati da aprile 1999 a febbraio 2000, prelievi giornalieri consecutivi di 24 h nei trenta giorni centrali di ciascuna stagione, nel sito *indoor* e *outdoor*

a livello stradale, valutando le concentrazioni *indoor* e *outdoor* di PM_{2,5} e di PM₁₀.

Inoltre sono stati effettuati 6 prelievi di 24 h, uno ogni cinque giorni, nei trenta giorni centrali di ciascuna stagione, nelle due postazioni *indoor* e *outdoor* in quota.

Prelievi giornalieri consecutivi di 24 h sono stati inoltre effettuati nel mese di maggio e di dicembre, nel sito orientato al traffico a livello stradale, nel sito di background urbano e in tre abitazioni private. Due degli abitanti delle abitazioni private, hanno rinunciato a proseguire nel secondo mese, e sono stati sostituiti da altri due, in due diverse abitazioni nel mese successivo.

Per i campionamenti sono stati utilizzati i seguenti strumenti:

- campionatori dicotomi (Graseby-Andersen Modello SA 241 designato da parte dell'USEPA come campionatore di riferimento per il PM₁₀) operanti a una portata complessiva di 16,7 l/min, in grado di raccogliere la frazione toracica suddividendola in due frazioni costituite, rispettivamente, da particelle con diametro aerodinamico (D_a) compreso tra 10 e 2,5 µm (frazione *coarse*) e da particelle con D_a inferiore a 2,5 µm (*fine*), depositandole su due filtri distinti costituiti da membrane di PTFE (Gelman Teflo) con porosità pari a 2 µm e diametro di 37 mm; questi campionatori sono stati utilizzati per i prelievi all'esterno;

- campionatori MEM (SKC Inc. Modello 400 Micro-Environmental Monitor) operanti a una portata complessiva di 10 l/min, con testa di prelievo intercambiabile per il PM₁₀ o il PM_{2,5}; le particelle sono raccolte su filtri costituiti da membrane di PTFE (Gelman Teflo) con porosità pari a 2 µm e diametro di 37 mm; questi campionatori sono stati utilizzati all'interno.

Le prestazioni dei campionatori MEM sono state confrontate con quelle di un campionatore dicotomo effettuando quattro serie di tre campionamenti in parallelo, su quattro postazioni diverse, *outdoor* e *indoor*. I dati così ottenuti sono stati elaborati seguendo lo schema fornito dall'EN 12341 del 1998, fornendo un'ottima correlazione tra i due diversi tipi di strumenti [24].

I filtri di prelievo sono stati condizionati, in accordo con la normativa italiana vigente al momento (DM 25/11/94), prima e dopo il campionamento, per almeno 24 h in un *glovebox*, nel quale erano alloggiati anche la bilancia analitica (Sartorius BD211) e un termoigrometro (Hanna Instruments HI 91610 C).

Nel *glovebox* veniva assicurata un'umidità relativa del 20-30%, ottenuta mediante gel di silice con indicatore di umidità, disposto in contenitori distribuiti sul piano, e periodicamente rigenerato.

E' stata eseguita la determinazione del limite di rilevabilità (LOD) e del limite di quantificazione (LOQ) secondo la norma ISO/TC 146 (1999). Il LOD determinato è pari a 0,5 µg/m³, e il LOQ di 2 µg/m³.

Durante il periodo invernale invece la situazione si inverte, e le concentrazioni medie di PM_{2,5} sono superiori all'esterno rispetto a quelle rilevate *indoor* (34-40 µg/m³, contro 24-31 µg/m³).

Discorso analogo può essere fatto per i valori massimi. Nella Tab. 4 sono riportate le correlazioni trovate tra i valori delle diverse frazioni di PM misurate nei diversi siti in parallelo. In generale le

Tabella 3. - Concentrazioni di PM_{2,5} e di PM₁₀ (µg/m³): confronto tra prelievi contemporanei i due siti *outdoor* e in abitazioni private

Periodo	Siti <i>indoor</i> (abitazioni private)					Siti <i>outdoor</i>			
	Sito C	Sito D	Sito E	Sito F	Sito G	Livello stradale		Parco urbano	
	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀
Estivo									
Media	24	25	24	-	-	19	39	17	35
Mediana	22	24	23	-	-	19	38	17	33
Min-max	13-38	14-42	11-51	-	-	7-32	18-75	6-26	16-61
CV %	25	29	36	-	-	28	30	29	30
n.	28	26	28	-	-	33	33	33	33
Invernale									
Media	24	-	-	31	25	40	54	34	44
Mediana	24	-	-	29	22	42	57	31	41
Min	8-49	-	-	8-72	4-52	5-101	10-133	3-100	6-112
CV %	45	-	-	49	54	63	57	71	59
n.	31	-	-	31	28	30	30	30	30

Tabella 4. - Correlazioni lineari tra i valori delle concentrazioni di PM_{2,5} e di PM₁₀ (µg/m³) misurate contemporaneamente in diversi siti *outdoor* e *indoor*

X vs Y	Frazione	Intercetta	Pendenza	R ²	r	n.
<i>Indoor A vs outdoor A</i>	PM _{2,5}	0,44	1,26	0,78	0,87	118
<i>Indoor B vs outdoor B</i>	PM _{2,5}	0,64	1,27	0,58	0,75	23
<i>Indoor A vs outdoor A</i>	PM ₁₀	6,57	1,41	0,66	0,80	118
<i>Indoor B vs outdoor B</i>	PM ₁₀	9,36	1,51	0,66	0,80	23
<i>Indoor A vs outdoor B</i>	PM _{2,5}	0,65	0,91	0,87	0,93	23
<i>Indoor A vs outdoor B</i>	PM ₁₀	6,42	0,85	0,84	0,92	23
<i>Indoor C vs outdoor A</i>	PM _{2,5}	-8,88	1,59	0,46	0,68	59
<i>Indoor C vs outdoor C</i>	PM _{2,5}	-12,24	1,56	0,52	0,72	59
<i>Indoor D vs outdoor A</i>	PM _{2,5}	7,54	0,44	0,34	0,58	28
<i>Indoor D vs outdoor C</i>	PM _{2,5}	9,66	0,27	0,14	0,37	28
<i>Indoor E vs outdoor A</i>	PM _{2,5}	8,61	0,43	0,46	0,68	28
<i>Indoor E vs outdoor C</i>	PM _{2,5}	8,64	0,33	0,31	0,56	28
<i>Indoor F vs outdoor A</i>	PM _{2,5}	-2,26	1,37	0,72	0,85	31
<i>Indoor F vs outdoor C</i>	PM _{2,5}	-8,36	1,38	0,79	0,89	31
<i>Indoor G vs outdoor A</i>	PM _{2,5}	-0,96	1,58	0,71	0,84	28
<i>Indoor G vs outdoor C</i>	PM _{2,5}	-6,12	1,56	0,74	0,86	28
<i>Outdoor A vs outdoor C</i>	PM _{2,5}	-0,81	0,89	0,91	0,96	63
<i>Outdoor A vs outdoor C</i>	PM ₁₀	2,37	0,79	0,91	0,95	63

Outdoor A: sito orientato al traffico, livello stradale; *outdoor B*: sito orientato al traffico, a 30 m dal suolo; *outdoor C*: sito di background urbano (parco urbano); *indoor A*: ufficio dell'ISS a livello stradale; *indoor B*: ufficio al 5° piano dell'ISS; *indoor C,D,E,F,G*: abitazioni private nelle vicinanze dei siti *outdoor*.

correlazioni tra le concentrazioni di particelle *indoor* e *outdoor*, misurate in postazioni fisse, sono buone ($r > 0,56$; $\alpha < 0,01$) ad eccezione di una delle abitazioni private, che ha partecipato nel solo periodo estivo ($r = 0,37$).

La correlazione è migliore quando si confrontano i dati rilevati in parallelo nei diversi siti *outdoor* ($r > 0,90$; $\alpha < 0,01$), piuttosto che quando vengano messi a confronto tra loro i siti *indoor* con i siti *outdoor*.

La correlazione è in questo caso migliore nel periodo invernale ($r > 0,85$) piuttosto che nel periodo estivo ($0,37 < r < 0,68$). Queste osservazioni non sembrano dipendere dalla tipologia dell'edificio (abitazione o ufficio), né dalla particolare abitazione e relativa posizione.

Nella Tab. 5 sono riportati i valori dei rapporti $PM_{2,5}/PM_{10}$ misurati contemporaneamente all'interno degli uffici e all'esterno dell'ISS, a diversi livelli di altezza. Tali rapporti praticamente coincidono nei diversi siti *outdoor* (livello stradale, 30 m di altezza e background urbano, 0,59-0,60) e sono inferiori rispetto a quelli rilevati all'interno (0,75-0,80).

Questa osservazione sembra confermare il fatto che, anche se la capacità di penetrazione dall'esterno verso l'interno delle due diverse frazioni di particelle risulta essere simile, a causa della maggiore velocità di deposizione delle particelle costituenti la frazione *coarse*, il rapporto *indoor/outdoor* è maggiore per il $PM_{2,5}$ che per il PM_{10} [25]. Il rapporto $PM_{2,5}/PM_{10}$ misurato all'esterno presenta una variabilità che dipende da fattori stagionali, come già evidenziato in un precedente lavoro, con valori più alti nei mesi invernali rispetto ai mesi estivi [22]; tale variabilità si riflette anche nei valori misurati all'interno, con i valori minimi misurati in estate (quando prevalgono i fenomeni di risospensione e di trasporto a lunga distanza di particelle prevalentemente nella frazione *coarse*) e i valori massimi in inverno (quando diventa più rilevante il contributo

delle particelle originate dai fenomeni di combustione, e la maggiore stabilità verticale dell'aria ne favorisce il ristagno e l'accumulo).

Un'importanza rilevante è data negli studi epidemiologici agli effetti a breve termine determinati dall'incremento della concentrazione di $PM_{2,5}$ o di PM_{10} [5].

Nella Fig. 1 sono riportati gli andamenti *indoor* e *outdoor* delle differenze tra la concentrazione di $PM_{2,5}$ misurate un giorno e quella misurata il giorno precedente (ciascun valore giornaliero è il risultato della media calcolata rispettivamente sulle concentrazioni misurate contemporaneamente nelle diverse abitazioni e sulle concentrazioni misurate contemporaneamente nei due siti *outdoor* - orientato al traffico a livello stradale e di background urbano - nell'*i*-mo giorno).

Anche in questo caso è apprezzabile la differenza che si può registrare tra il periodo estivo e quello invernale; nel periodo estivo la variabilità è piuttosto bassa: i valori delle differenze sono quasi tutti compresi tra $\pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Non si apprezzano significative differenze tra interno ed esterno.

Al contrario nel periodo invernale la variabilità è molto più accentuata, i valori sono spesso superiori a $\pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e talvolta superano i $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Inoltre si apprezzano importanti differenze tra interno ed esterno, con i valori della variabilità all'esterno significativamente più elevati rispetto all'interno.

Analoghe considerazioni possono essere tratte dall'osservazione della Fig. 2, dove sono riportati gli andamenti delle differenze calcolate tra il valore medio misurato nell'*i*-mo giorno (*outdoor* e *indoor*) e il valore della media annuale. È apprezzabile in questo caso il fatto che i valori rilevati nel periodo estivo sono quasi sistematicamente inferiori al valore medio annuale, e spesso i valori *indoor* sono maggiori di quelli *outdoor*; la situazione si inverte d'inverno con valori anche notevolmente più alti rispetto alla media; tale fenomeno è tuttavia molto più accentuato all'esterno che all'interno.

Tabella 5. - Rapporti tra le concentrazioni di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$): confronto tra i valori rilevati in due siti *indoor* (uffici ISS) e tre siti *outdoor*

	<i>Indoor A</i>	<i>Outdoor A</i>	<i>Indoor B</i>	<i>Outdoor B</i>	<i>Outdoor C</i>
Media	0,75	0,59	0,82	0,59	0,60
DS	0,14	0,14	0,17	0,12	0,14
CV %	19,4	22,9	21,07	19,95	23,05
Min	0,28	0,31	0,42	0,33	0,33
Max	0,98	0,87	0,97	0,82	0,82
Mediana	0,76	0,59	0,81	0,58	0,57
n.	117	118	23	23	63

Outdoor A: orientato al traffico a livello stradale; *outdoor B*: orientato al traffico a 30 m di altezza dal livello stradale; *outdoor C*: parco urbano.

Conclusioni

Lo studio effettuato aveva l'obiettivo di valutare se le concentrazioni di PM_{2,5} e di PM₁₀ misurate in siti fissi possano rappresentare una valida stima dei livelli di esposizione effettivi, in particolare per quelle persone che, per ragioni di salute o di lavoro, trascorrono buona parte della loro giornata all'interno di edifici chiusi (abitazioni o uffici), dove non fossero di rilevante importanza le sorgenti interne (presenza di fumatori, fotocopiatrici, cucine a gas, ecc.). Inoltre si voleva valutare, in un'area urbana, l'andamento stagionale delle concentrazioni delle diverse frazioni del materiale particolato, l'influenza del periodo stagionale sulle differenze e sulle correlazioni tra concentrazioni rilevate *indoor* e *outdoor*.

Lo studio effettuato presenta delle limitazioni spazio-temporali dovute alle limitate risorse disponibili

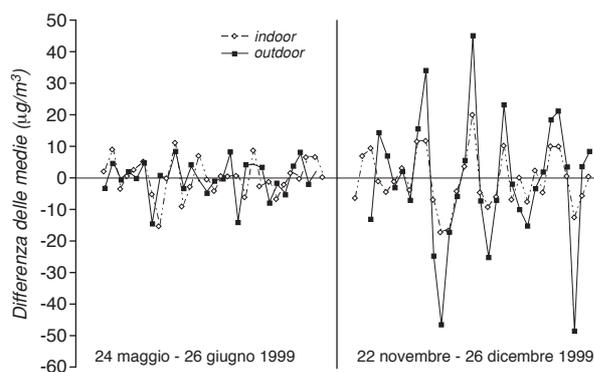


Fig. 1. - Variabilità delle concentrazioni di PM_{2,5} *indoor* e *outdoor*: andamento delle differenze tra la concentrazione rilevata un giorno e quella del giorno precedente. Valori *indoor*: differenze delle medie calcolate sui valori di PM_{2,5} misurati contemporaneamente nelle diverse abitazioni; valori *outdoor*: differenze delle medie calcolate sui valori di PM_{2,5} misurati contemporaneamente nei due siti *outdoor*.

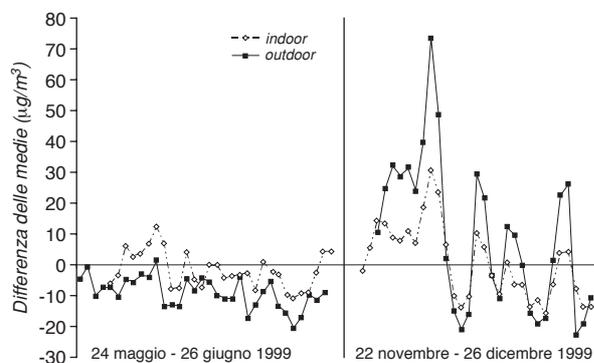


Fig. 2. - Variabilità delle concentrazioni di PM_{2,5} *indoor* e *outdoor*: andamento delle differenze tra la concentrazione rilevata un giorno e il valore della media annuale.

li e va quindi inquadrato come studio "pilota" per studi futuri di più ampio respiro.

Tuttavia, sulla base dei risultati ottenuti è ragionevole ritenere che le misure in siti fissi *outdoor* possano rappresentare una valida stima dell'effettiva esposizione, sulla base dei valori medi e delle correlazioni positive rilevate tra *indoor* e *outdoor*, pur tenendo conto di alcune importanti limitazioni, in particolare dell'assenza di dati di concentrazioni rilevate con campionatori personali.

E' stata osservata un'importante dipendenza dei valori rilevati all'interno degli edifici dal periodo stagionale; nel periodo estivo i valori delle medie giornaliere sono spesso più elevati all'interno che all'esterno, la variabilità intergiornaliera è limitata, le correlazioni *indoor/outdoor* sono ai limiti della significatività. Nel periodo invernale, le concentrazioni *outdoor* sono quasi sistematicamente più alte che all'interno, la variabilità intergiornaliera è molto più ampia, si registrano i valori massimi annuali per entrambe le frazioni e questi valori sono significativamente più bassi negli edifici chiusi.

All'interno dell'edificio ISS, dove l'attività lavorativa è normalmente limitata a otto ore, le concentrazioni medie di PM_{2,5} risultano solo leggermente inferiori a quelle *outdoor*, mentre la concentrazione media di PM₁₀ risulta sostanzialmente più elevata all'esterno.

I risultati dello studio del gradiente di concentrazione del PM₁₀ e PM_{2,5} con la quota, mettono in evidenza solo piccole differenze tra le concentrazioni medie a livello stradale e in quota, sebbene i valori massimi risultano superiori a livello stradale, a causa della vicinanza delle principali sorgenti *outdoor*, in particolare del traffico autoveicolare.

Il rapporto PM_{2,5}/PM₁₀ risulta significativamente più alto all'interno che all'esterno, probabilmente a causa della diversa velocità di sedimentazione delle particelle nella frazione *coarse*.

Ringraziamenti

I dati sono stati raccolti nell'ambito del progetto, realizzato con il supporto finanziario del Ministero dell'Ambiente: "Aspetti igienico-sanitari dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane".

Sottoprogetto 1 (Fasc. A79 - Linea 2) "Valutazione dei livelli di esposizione a microinquinanti ad alta rilevanza tossicologica nelle aree urbane: studio-pilota per l'individuazione delle priorità e definizione dell'approccio metodologico - Studio del particolato e di metalli pesanti selezionati".

Sottoprogetto 2 (Fasc. A79 - Linea 3) "effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane - Studio degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla funzionalità cardiaca e respiratoria in individui suscettibili".

Si ringrazia la Sig.ra Alessia Trivini per l'indispensabile supporto fornito nella quotidiana raccolta dei campioni presso le abitazioni private.

Lavoro presentato su invito.

Accettato il 13 maggio 2003.

BIBLIOGRAFIA

1. Dockery DW, Pope III CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferri BG, Speizer, PE. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993;329: 1753-9.
2. Dockery DW, Pope III CA. Acute respiratory effect of particulate air pollution. *Annu Rev Public Health* 1994;15:107-32.
3. Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air & Waste Manag Assoc* 1996;46:927-39.
4. Cohen AJ, Pope III CA. Lung cancer and air pollution. *Environ Health Perspect* 1995;103(8):219-24.
5. Fusco D, Forastiere F, Michelozzi P, Spadea T, Perucci CA. (Ed.). *Effetti acuti dell'inquinamento atmosferico: qualità dell'aria e ricoveri ospedalieri per cause cardiovascolari e respiratorie a Roma, 1995-'97*. Roma: Regione Lazio Assessorato Salvaguardia e Cura della Salute-Osservatorio Epidemiologico del Lazio; 1988.
6. World Health Organization. *Update and revision of the air quality guidelines for Europe*. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. Bilthoven, 11-14 October 1994. Copenhagen: WHO: Regional Office for Europe; 1995. (Report EUR/ICP/EHAZ 94 05/PB01).
7. Miller FJ, Anjilvel S, Ménache M, Asgharian B, Gerrity T. Dose-metric issues relating to particulate toxicity. *Inhalation Toxicol* 1995;7:615-32.
8. Peters A, Wichmann HR, Tuch T, Heinrich J, Hey Der J. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;155:1376-83.
9. US Environmental Protection Agency. Revision of the national ambient air quality standards for particulate matter. Washington: USEPA. *Fed Reg* 1987;52:24634-69.
10. US Environmental Protection Agency. National ambient air quality standards for particulate matter, Final Rule. Washington: USEPA. *Fed Reg* 1997;62:38652-760.
11. Unione Europea. Direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999, concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee* L 163, 29 giugno 1999.
12. Italia. Decreto 2 aprile 2002, n. 60. Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio. 002 - Suppl. Ord. n.77 *Gazzetta Ufficiale* n. 87, 13 aprile 2002.
13. Robinson J, Nelson WC. *National human activity pattern survey data base*. New York: USEPA; 1995.
14. Wallace L. Indoor particles: A review. *J Air & Waste Manag Assoc* 1996;46:98-126.
15. Jantunen MJ, Hanninen O, Katsouyanni K, Knoppel H, Kuenzly N, Leret E, Maroni M, Saarela K, Sram R, Zmirou D. Air pollution exposure in European cities: the "Expolis" study. *J Expos Anal Environ Epidemiol* 1998;8(4):495-518.
16. Koistinen KJ, Kousa A, Tenhola V, Hanninen O, Jantunen MJ, Pglesby L, Kuenzly N, Georgoulis L. Fine particle measurement methodology, quality assurance procedures, and pilot results of the EXPOLIS study. *J Air & Waste Manag Assoc* 1999;49:1212-20.
17. Ozkainak H, Xue J, Spengler J, Wallace L, Pellizzari E, Jenkins P. Personal exposure to airborne particles and metals: results from the particle team study in Riverside, California. *J Expos Anal Environ Epidemiol* 1996;6(1):57-77.
18. Abt E, Suh HH, Catalano P, Koutrakis P. Relative contribution of outdoor and indoor particle sources to indoor concentrations. *Environ Sci Technol* 2000;34:3579-87.
19. Wigzell E, Kendall M, Nieuwenhuijsen MJ. The spatial and temporal variation of particulate matter within the home. *J Expos Anal Environ Epidemiol* 2000;10:307-14.
20. Wallace L. Correlation of personal exposure to particles with outdoor air measurements: a review of recent study. *Aerosol Sci Tech* 2000;32:15-25.
21. Di Giovine M, Canofani A, Colombari F, Donato E. *Relazione sullo stato dell'ambiente; qualità dell'aria a Roma*. Roma: Dipartimento per le politiche ambientali e agricole; 2000.
22. Marconi A, Menichini E, Ziemacki G, Cattani G, Stacchini G. Misure di materiale particellare PM₁₀ e PM_{2,5} nell'atmosfera di Roma. *Ann Ist Super Sanità* 2000;36(3):285-9.
23. Lagorio S, Forastiere F, Pistelli R, Iavarone I et al. Inquinamento atmosferico e funzionalità cardiaca e respiratoria in tre gruppi di pazienti. *Ann Ist Sup Sanità*: 2003;39(3):395-404.
24. Cattani G, Stacchini G, D'Innocenzio F, Marconi A, Ziemacki G. *Confronto tra campionatori per il prelievo della frazione di polveri PM₁₀*. In Atti del II Congresso Europeo di Igiene Industriale, 1999, Bari.
25. Marconi A, Ziemacki G, Cattani G, Stacchini G. Correlation between indoor and outdoor concentrations of thoracic and respirable particulate matter. *Proc Healthy Buildings 2000* 2000;1: 531-4.

Rosanna MANCINELLI e Maria Soccorsa GUIDUCCI