

## **Materiale particolare aerodisperso: definizioni, effetti sanitari, misura e sintesi delle indagini ambientali effettuate a Roma**

Achille MARCONI

*Laboratorio di Igiene Ambientale, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

**Riassunto.** - Numerosi studi epidemiologici in diversi paesi hanno evidenziato una associazione tra incrementi della concentrazione di particelle fini (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>) e morbidità e mortalità, specialmente a carico degli individui con patologie respiratorie o cardiovascolari. Malgrado ciò sussistono diverse aree di incertezza, che riguardano principalmente: la comprensione dei meccanismi di azione biologica che hanno determinato i risultati epidemiologici; l'identificazione dei fattori (dimensioni e/o composizione chimica delle particelle) maggiormente responsabili degli effetti sanitari riscontrati; la definizione dei gruppi di individui potenzialmente a maggior rischio. Le ipotesi più recenti attribuiscono un ruolo importante alle particelle ultrafini (UF) (< 0,1 µm) e ai metalli di transizione associati alle particelle (in particolare il Fe). La sintesi dei risultati ottenuti durante i monitoraggi effettuati negli ultimi anni nella fascia centrale della città di Roma evidenzia livelli annuali di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, che superano spesso 40 µg/m<sup>3</sup>, con valori più elevati nei mesi invernali. La misura delle UF ha mostrato andamenti stagionali analoghi, e andamenti giornalieri correlati con i flussi di traffico urbano, con punte di 10<sup>5</sup> p/cm<sup>3</sup>.

*Parole chiave:* materiale particolare, aerosol urbano, effetti sanitari, meccanismi biologici, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, particelle ultrafini, campionamento.

**Summary** (*Airborne particulate matter: definitions, health effects, measurement and summary of environmental studies in Rome*). - Epidemiological studies conducted in different countries have reported associations between increases in PM concentration and increases in morbidity and mortality, particularly among those people with respiratory or cardiovascular diseases. However, there are still important unanswered questions concerning potential biologic mechanisms of PM effects, the identification of the factors responsible of the adverse health effects (size and or chemical composition), the groups of people that may be particularly sensitive to the effects of PM. The most recent hypotheses indicate that ultrafine particles (UF) (< 0.1 µm) and transition metals (like Fe) may play an important role in the induction of toxic effects. Results obtained during last years in some sites located in the city center of Rome, showed mean annual levels of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub>, that were often higher than 40 µg/m<sup>3</sup>, with peak values during winter months. UF particles concentrations showed similar seasonal trends, and daily trend correlated with increasing traffic fluxes, with peak levels of 10<sup>5</sup> p/cm<sup>3</sup>.

*Key words:* particulate matter, urban aerosol, health effects, biological mechanisms, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, ultrafine particles, sampling.

### **Introduzione**

Le attuali conoscenze degli effetti sanitari associati all'inquinamento atmosferico da polveri aerodisperse risalgono approssimativamente alla metà del XX secolo. La "nebbia assassina" nella piccola città di Donora, Pennsylvania, e la particolare virulenza dello "smog" di Londra nel 1952, durante il quale morirono circa 4000 persone, furono attribuite all'utilizzo diffuso di combustibili sporchi e costituirono lo stimolo per indurre i governi ad adottare misure contro l'inquinamento atmosferico dell'aria urbana. Da allora molti paesi hanno adottato standard di qualità dell'aria

mirati alla protezione della salute umana e ambientale, ma, malgrado i sostanziali investimenti per il controllo dell'inquinamento, la qualità dell'aria nelle aree urbane dei paesi industrializzati resta ancora preoccupante. Nello stesso tempo, nelle nazioni in via di sviluppo la situazione è peggiorata a causa della crescita della popolazione, dell'industrializzazione, e dell'incremento nell'uso di veicoli, soprattutto nelle megacittà dell'oriente e del Sud America. La Banca Mondiale ha stimato che l'esposizione a livelli di particelle aerodisperse superiori ai limiti indicati dalla World Health Organization (WHO) è responsabile di circa il 2-5% di tutte le morti nelle aree urbane dei

paesi in via di sviluppo [1]. Tale preoccupante impatto sanitario riguarda anche paesi più sviluppati, come ad esempio Austria, Francia e Svizzera, per i quali è stato stimato che l'inquinamento ambientale da particelle aerodisperse, misurate in termini di  $PM_{10}$ , è responsabile del 6% della mortalità totale, di cui circa la metà viene attribuito al traffico veicolare [2]. Il recentissimo rapporto sullo stato della salute nel mondo [3] stima che l'inquinamento da particelle aerodisperse è causa globalmente di circa il 5% della mortalità per cancro della trachea, bronco e polmone, del 2% della mortalità cardiorespiratoria e di circa l'1% della mortalità per infezioni respiratorie. Queste stime prendono in considerazione solo l'impatto sulla mortalità, e non sulla morbilità, la cui incidenza, anche se più difficile da determinare, certamente apporta almeno un incremento della stessa entità al bilancio totale delle patologie.

#### Caratteristiche del materiale particellare aerodisperso o aerosol

Gli aerosol atmosferici (o materiale particellare aerodisperso, MPA) sono una miscela complessa di particelle piccole e grandi, sia emesse direttamente nell'atmosfera, che prodotte durante i processi di conversione gas-particelle. Le sorgenti di aerosol atmosferico sono naturali e antropiche. Le dimensioni delle particelle costituiscono il parametro più importante per la descrizione del loro comportamento e della loro origine; la composizione chimica, la rimozione, ed il tempo di residenza nell'atmosfera sono tutte caratteristiche correlate con le dimensioni delle particelle. Il materiale particellare aerodisperso nell'atmosfera viene definito come una sospensione di particelle solide o liquide relativamente stabili nell'aria circostante (aerosol). Questa sospensione può essere costituita da una varietà di particelle di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine; tradizionalmente vengono distinte quattro grandi classi di particelle: polveri, fumi, smog o fuliggine, e nebbie [4]. Un altro modo di classificazione prende in considerazione la distinzione tra gli aerosol di origine primaria e secondaria. Gli aerosol primari comprendono particelle emesse direttamente nell'atmosfera, mentre i secondari consistono di particelle prodotte dai processi di conversione che partono dai gas. Un ulteriore sistema di classificazione degli aerosol fa riferimento alle sorgenti naturali o antropiche da cui essi derivano. Negli ambienti ad intensa urbanizzazione le particelle aerodisperse derivano essenzialmente dai processi di combustione di sorgenti mobili, come i veicoli a motore, e di sorgenti fisse, come gli impianti per la produzione di energia. La Tab. 1 mostra in forma sintetica le principali sorgenti di MPA naturali e antropiche. Le caratteristiche chimico-fisiche del MPA sono

**Tabella 1.** - Sorgenti di particelle aerodisperse

<b>Naturali</b>
Spruzzi marini.
Polveri minerali trascinate dai venti.
Emissioni vulcaniche (includono particelle direttamente emesse e particelle prodotte da reazioni dei composti gassosi).
Materiali biogenici (particelle emesse direttamente e particelle secondarie derivanti dalla condensazione di sostanze organiche emesse dalle piante).
Fumi derivanti da incendi boschivi o di materiali vegetali.
Prodotti delle reazioni naturali di conversione gas-particelle (ad es. solfati generati dallo zolfo ridotto emesso dalla superficie degli oceani, reazioni con gas emessi dalle paludi).
<b>Antropiche</b>
Particelle emesse direttamente dalle attività industriali, dai processi di combustione, dalle attività di trasporto, costruzioni (ceneri, fumi, polveri delle strade, ecc.).
Prodotti della conversione dei gas generati dalla combustione di materiali fossili.

fortemente dipendenti dal tipo di meccanismi della sua formazione e dal tipo di sorgente. Su scala ridotta le dinamiche delle particelle aerodisperse primarie sono influenzate dalla diffusione Browniana e dalla coagulazione, mentre, su più larga scala, dai processi di miscelazione atmosferica. Le proprietà degli aerosol sono soggette a continui cambiamenti a causa di numerosi processi di natura chimica e fisica (ad esempio le particelle naturali di cloruro di sodio reagiscono con acido solforico di origine antropica per formare particelle di solfato di sodio). I diversi meccanismi di formazione influenzano anche la distribuzione dimensionale delle particelle aerodisperse. Le particelle ambientali sono generalmente comprese in un intervallo di diametri tra 0,01 e 100  $\mu m$ . L'intervallo dimensionale compreso tra 0,01 e 0,1  $\mu m$  viene definito come "modo ultrafine" o dei "nuclei di Aitken". Generalmente queste particelle sono costituite dai prodotti della nucleazione omogenea di vapori sovrasaturi ( $SO_2$ ,  $NH_3$ ,  $NO_x$  e prodotti della combustione). Le particelle comprese tra 0,1 e 2,5  $\mu m$  sono note come "modo di accumulazione" o "fini". La loro formazione avviene per coagulo delle particelle ultrafini (UF) e attraverso i processi di conversione gas-particella, conosciuti anche come nucleazione eterogenea, oppure per condensazione di gas su particelle preesistenti nell'intervallo di accumulazione. I maggiori costituenti di queste particelle nelle aree industrializzate sono i solfati, i nitrati, lo ione ammonio, il carbonio elementare ed il carbonio organico. Ulteriori componenti sono

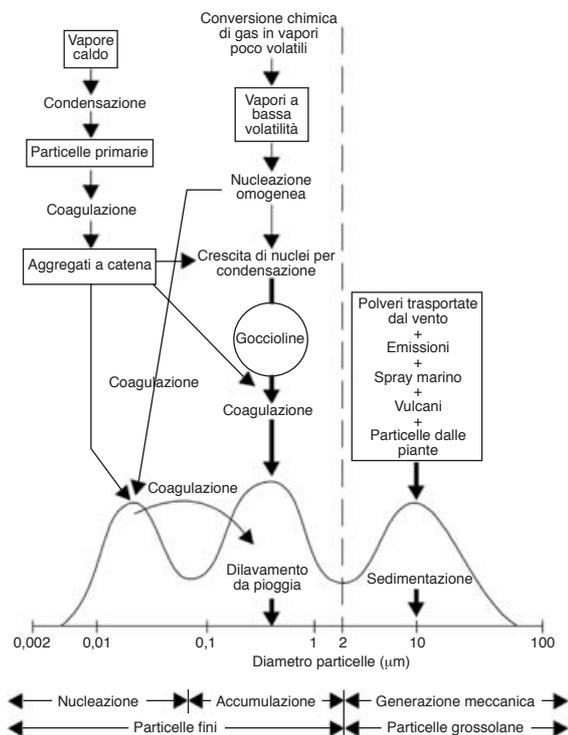
costituiti da diversi metalli in traccia provenienti dai processi di combustione. Solfati, nitrati e ammonio sono essenzialmente i prodotti della conversione gas-particella del biossido di zolfo, degli ossidi di azoto e dell'ammoniaca. Nella frazione dimensionale 0,1-2,5  $\mu\text{m}$  possono spesso essere presenti anche particelle di origine biologica, come spore fungine, batteri, lieviti, pollini e virus. Le particelle fini, in generale, sono troppo piccole per sedimentare (per gravità) e troppo grandi per coagulare formando particelle di maggiori dimensioni; per questo motivo hanno tempi di residenza in atmosfera dell'ordine dei giorni e possono essere trasportate a lunga distanza.

Le particelle nell'intervallo dimensionale 2,5-100  $\mu\text{m}$  vengono dette grossolane (in inglese *coarse*). Essenzialmente queste sono prodotte da processi meccanici (macinazione, erosione, o risospensione meccanica o da parte del vento). Esse contengono elementi presenti nel suolo e nei sali marini, quali Si, Al, Ca, Fe, Mn, Na, Sr, e K. Essendo relativamente grandi, queste particelle vengono liberate dall'atmosfera per sedimentazione in tempi di poche ore o minuti e si ritrovano spesso vicino alle sorgenti di emissione in funzione della loro altezza. Nella Fig. 1 vengono riportate la tipica distribuzione modale di massa (o volume) in funzione delle dimensioni delle particelle aerodisperse, la loro origine e le relazioni dinamiche tra le particelle di diversa dimensione ed i principali processi che influenzano la loro concentrazione.

In generale si può affermare che la composizione del MPA è molto variabile e dipende da molti fattori, che includono le sorgenti, il clima, e la stessa situazione topografica. Ad esempio negli USA i nitrati tendono a predominare nell'ovest, mentre i solfati predominano ad est; inoltre i livelli di solfato risultano più elevati durante l'estate che in autunno-inverno. Anche in uno stesso luogo la composizione del MPA può variare di anno in anno, stagione per stagione, giorno per giorno e nel corso di uno stesso giorno [5].

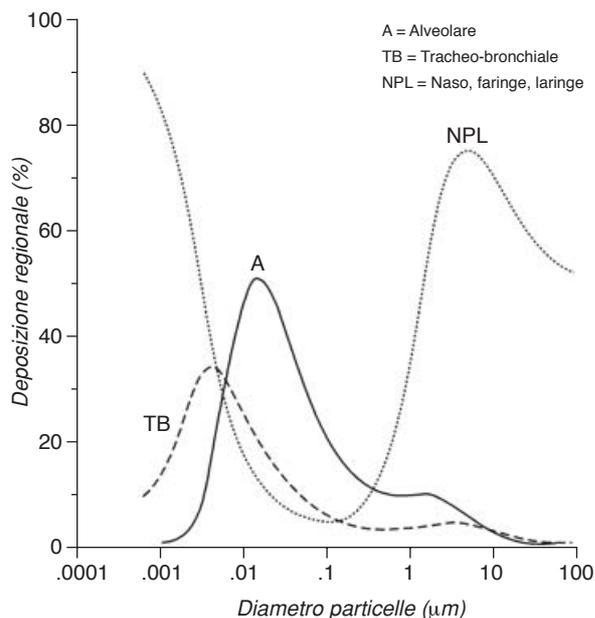
### Il nuovo quadro di riferimento normativo per le frazioni di aerosol che interessano gli effetti sanitari

Gli effetti biologici delle particelle aerodisperse (aerosol) che entrano nel sistema respiratorio umano dipendono dalla natura delle particelle stesse e dal luogo della loro deposizione. Inoltre viene generalmente assunto che gli eventuali effetti patologici siano proporzionali alla massa delle particelle con determinato diametro aerodinamico ( $D_a$ ), depositate, sia nel complesso del tratto respiratorio, che nelle singole regioni in cui esso può essere suddiviso (ad eccezione delle particelle fibrose, i cui effetti biologici vengono



**Fig. 1.** - Distribuzione dimensionale in termini di massa o volume delle particelle aerodisperse e illustrazione schematica della loro origine e della relazione dinamica tra particelle delle varie dimensioni e mezzo in cui sono sospese.

considerati determinati dal numero di fibre aventi specifiche dimensioni). Le particelle più fini si depositano in gran numero nelle regioni al di là delle vie aeree ciliate, nelle zone terminali e negli alveoli. In queste zone il flusso di aria è prossimo a zero e la deposizione delle particelle molto fini aumenta a causa della elevata efficienza di deposizione per diffusione. Recentissimi studi eseguiti su reperti autoptici rappresentativi delle varie regioni polmonari hanno mostrato che i principali siti di deposizione delle particelle ambientali carboniose e minerali sono i bronchioli terminali e di prima generazione e che l'anatomia polmonare influenza significativamente questo fenomeno [6]. Altrettanto significativi sono i nuovi risultati ottenuti in studi che hanno fornito l'evidenza sperimentale di una maggiore ritenzione (e quindi deposizione) di particelle nei polmoni di residenti in aree ad elevata concentrazione di MPA ed, in particolare, degli stessi aggregati di particelle UF presenti nell'atmosfera [7]. Nella Fig. 2 vengono presentate in modo sintetico le curve di deposizione delle particelle inalate nelle varie regioni dell'apparato respiratorio in funzione delle loro dimensioni [8]. Da notare come le particelle della frazione UF si depositano in modo significativo sia nelle regioni alveolari che tracheo-bronchiali (TB), benché in questa zona in percentuale inferiore. Malgrado ciò occorre tener conto che la



**Fig. 2.** - Deposizione delle particelle inalate nelle varie regioni dell'apparato respiratorio in funzione delle dimensioni delle particelle.

densità di particelle ivi depositate è considerevolmente maggiore di quella alveolare, in quanto l'area superficiale disponibile nella regione TB è molto più ridotta rispetto alla superficie della regione alveolare.

Sulla base di queste considerazioni è stata effettuata la revisione delle definizioni adottate in passato per le frazioni dimensionali di aerosol che si depositano lungo il tratto respiratorio umano [9, 10] ed identificate le seguenti categorie:

- *frazione inalabile*, rappresentativa della porzione di aerosol che effettivamente viene campionata dalla testa umana, considerata come un campionatore a selezione dimensionale;
- *frazione toracica*, ovvero la porzione della inalabile che penetra e si deposita oltre la laringe;
- *frazione respirabile*, quella che penetra e si deposita nelle vie aeree non ciliate.

Queste elaborazioni, sotto forma di norme di valore internazionale, definiscono anche delle convenzioni per il campionamento, a cui devono conformarsi gli strumenti di prelievo delle particelle delle varie frazioni. Le nuove convenzioni sono state definite per il campionamento delle frazioni: *inalabile*, *toracica* e *respirabile* (come porzioni delle polveri totali), e sono rappresentate da curve aventi il 50% di efficienza in corrispondenza del  $D_a$  (diametro di taglio) pari a, rispettivamente, 100  $\mu\text{m}$ , 10  $\mu\text{m}$  (o  $\text{PM}_{10}$ ) e 4  $\mu\text{m}$  (o  $\text{PM}_4$ ). Per la salvaguardia delle persone più suscettibili negli ambienti di vita è stata definita anche una curva con il 50% di efficienza in corrispondenza del  $D_a$  di 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ).

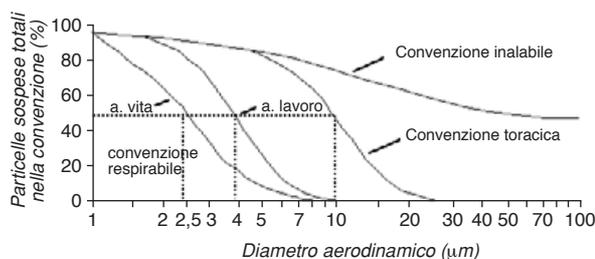
Queste norme di riferimento si applicano agli ambienti di lavoro e di vita e sono identiche per i due tipi di ambienti, ad eccezione della frazione respirabile, il cui prelievo è basato sulla curva con un diametro di taglio di 2,5  $\mu\text{m}$ . Il campo di applicazione di questi concetti si estende dall'ambiente lavorativo a quello esterno ed interno (*indoor*), in quanto lo stato di inquinamento da MPA dei vari tipi di ambienti contribuisce a determinare l'entità e la qualità dell'esposizione per via inalatoria delle persone ed, in particolare, dei residenti nei centri urbani [11].

Nella Fig. 3 vengono riportate le curve di efficienza corrispondenti alle convenzioni per il campionamento delle varie frazioni di particelle aerodisperse. Da notare che la curva convenzionale indicata da ISO, CEN e ACGIH per il campionamento della frazione toracica non corrisponde esattamente ai criteri raccomandati dall'EPA per il campionamento del  $\text{PM}_{10}$ ; tuttavia tali differenze risultano piccole e tali da permettere che un singolo campionatore soddisfi entrambi i criteri.

### Evidenze epidemiologiche

Vari studi epidemiologici condotti nell'ultimo decennio hanno riguardato gli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle con diametro aerodinamico inferiore a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) e 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ): associazioni sono state evidenziate tra le concentrazioni in massa di tali particelle ed un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale [12-29].

Gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche, influenza o asma sono ritenute maggiormente suscettibili e su di esse si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine [25, 30, 31]. E' stato ipotizzato che queste conseguenze siano associate a infezioni respiratorie acute e/o a difetti nel



**Fig. 3.** - Convenzioni per il campionamento delle frazioni, inalabile, toracica e respirabile espresse come percentuale delle particelle sospese totali negli ambienti di lavoro e di vita.

controllo elettrico cardiaco [32-34]. I risultati degli studi effettuati fino al 1997 in USA e Canada, considerati globalmente, mostravano che un incremento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di  $\text{PM}_{10}$  era associato ad un aumento di circa l'1% della mortalità giornaliera e ad aumenti anche maggiori nei ricoveri ospedalieri [5, 13, 15], mentre gli studi europei (progetto APHEA in 15 città) nel caso della mortalità fornivano risultati pari a circa 0,6% per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di  $\text{PM}_{10}$  [20]. Studi successivi, effettuati in USA su un maggiore numero di città (90) [35], oppure eseguiti applicando la meta-analisi a 29 studi in 23 località in Europa e USA, hanno evidenziato un incremento dello 0,4-0,7% per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di  $\text{PM}_{10}$  [36], molto vicino al risultato del progetto APHEA. Anche i primi risultati del recentissimo studio sistematico di revisione delle analisi esistenti, effettuato nelle 90 maggiori città degli USA (NMMAPS), forniscono l'indicazione di effetti alquanto inferiori rispetto ai risultati precedenti, con valori aggiornati che, per la mortalità totale in funzione dell'aumento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di  $\text{PM}_{10}$ , mostrano stime complessive intorno allo 0,2% [37]. In tutti questi ultimi studi è emersa l'evidenza di una non trascurabile variabilità degli effetti sulla mortalità giornaliera tra le città considerate, che richiederebbe ulteriori approfondimenti. In Italia uno studio di metanalisi condotto in diverse grandi città ha fornito risultati che indicano incrementi di mortalità a breve termine pari a 1,17% [26].

Anche in Europa recenti studi, effettuati in Austria, Francia e Svizzera, hanno fornito stime che indicano l'inquinamento ambientale da  $\text{PM}_{10}$  responsabile del 6% della mortalità totale, ovvero di oltre 40 000 casi per anno, di cui circa la metà viene attribuito al traffico motorizzato [2].

L'insieme di questi studi suggerisce che variazioni a breve termine dell'esposizione al MPA sono associate con effetti sanitari, anche a bassi livelli di esposizione (inferiori a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La base di dati attualmente disponibile, tuttavia, non consente la derivazione di un valore di soglia al di sotto del quale non si hanno effetti. Questo non significa che non esista una soglia, ma gli studi epidemiologici non sono in grado di definire questa soglia, qualora essa esista. A bassi livelli di  $\text{PM}_{10}$  ( $0-100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) la curva esposizione-risposta ricavata dai dati sperimentali segue abbastanza bene una linea retta [23, 38].

In diversi studi, tuttavia, vi sono indicazioni che a livelli di esposizione più alti (varie centinaia di  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  per il  $\text{PM}_{10}$ ), almeno per gli effetti di mortalità, la curva diviene meno impennata che ai bassi livelli. Ciò implica che le stime della magnitudo degli effetti riscontrati ai bassi livelli di esposizione non dovrebbe essere utilizzata per estrapolazioni ai livelli più alti, fuori dell'intervallo di esposizioni indicate negli studi più recenti sugli effetti sanitari acuti [23].

Benché molti studi abbiano ottenuto stime ragionevolmente coerenti di effetti acuti per il  $\text{PM}_{10}$  (in termini di massa), ciò non significa che la distribuzione dimensionale di questa frazione o la composizione delle particelle non abbiano importanza. Una sia pur limitata evidenza emersa da studi sulle tempeste di polveri e da esperimenti di laboratorio indica che per questo tipo di materiale aerodisperso le particelle appartenenti alla frazioni più grossolane del  $\text{PM}_{10}$  sono meno biologicamente attive di quelle fini e ultrafini derivanti dalle sorgenti combusive [23, 39, 40].

Studi recenti in cui sono state misurate le diverse frazioni dimensionali e/o i costituenti del  $\text{PM}_{10}$  suggeriscono che gli effetti osservati sono largamente associati alle particelle più fini, o ultrafini e non alle frazioni più grossolane (*coarse*, ovvero  $\text{PM}_{10-2,5}$ ) [40-42]. In alcuni studi la presenza di forte acidità o di solfati nell'aerosol è stata ipotizzata come la causa degli effetti associati al  $\text{PM}_{2,5}$  [17, 43].

Ulteriori evidenze sono emerse anche su effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di MPA. Tali effetti riguardano la mortalità ed altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare. Anche l'incremento di rischio di tumore polmonare è stato associato all'inquinamento ambientale in generale ed, in particolare, alla presenza di particelle molto fini ( $< 2 \mu\text{m}$ ) generate dai motori diesel [44].

Studi di coorte effettuati negli USA hanno indicato che l'aspettativa di vita nelle comunità con alta concentrazione di MPA può essere più breve di 2-3 anni rispetto alle comunità con concentrazioni inferiori [12, 15, 16]. Benché tali osservazioni richiedano ulteriori conferme, preferibilmente anche in altri paesi, questi studi suggeriscono che le implicazioni sulla salute pubblica dell'esposizione alle particelle aerodisperse può essere rilevante.

Nella recente revisione delle *Air quality guidelines for Europe*, la WHO ha prodotto delle stime numeriche di rischio per una serie di effetti sanitari associati ad un incremento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  della concentrazione media sulle 24 h per il  $\text{PM}_{10}$  ed il  $\text{PM}_{2,5}$  [23]. Alcune di queste stime sono riportate nelle Tab. 2 e 3. Nelle sue valutazioni la WHO non stabilisce un valore al di sotto del quale non vi sia rischio, ma raccomanda l'uso di grafici esposizione-risposta per orientare gli organi competenti nelle scelte per la gestione dei rischi [45].

Occorre sottolineare che la base di dati per parametri diversi dal  $\text{PM}_{10}$  è ancora limitata e la valutazione degli effetti sanitari, specialmente quelli a breve termine, viene largamente espressa in termini di  $\text{PM}_{10}$ . E' fortemente auspicabile che le prossime regolamentazioni e le attività di monitoraggio diano maggior enfasi alle frazioni più fini o ultrafini del MPA.

**Tabella 2.** - Stime di rischio relativo di selezionati effetti sanitari a breve termine per incremento di 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  della media sulle 24 h delle concentrazioni di  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  [23]

Effetto sanitario	Rischio relativo per $\text{PM}_{2,5}$ (intervallo fiduciario 95%)	Rischio relativo per $\text{PM}_{10}$ (intervallo fiduciario 95%)
Sintomatologia asintomatica (uso di broncodilatatori)		1.0305 (1.0201-1.0410)
Tosse		1,0356 (1,0197-1,0518)
Sintomi su apparato respiratorio profondo		1,0324 (1,0185-1,0464)
Ricoveri ospedalieri per disturbi respiratori		1,0080 (1,0048-1,0112)
Mortalità	1,015 (1,011-1,019)	1,0074 (1,0062-1,0086)

**Tabella 3.** - Stime di rischio relativo per gli effetti dell'esposizione a lungo termine al materiale particolare aerodisperso su morbilità e mortalità associate all'incremento di 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  della concentrazione di  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  [23]

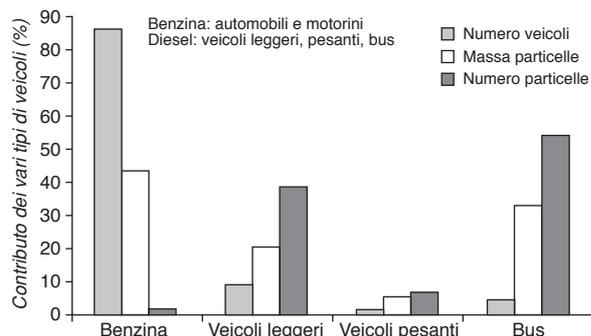
Effetto sanitario	Rischio relativo per $\text{PM}_{2,5}$ (intervallo fiduciario 95%)	Rischio relativo per $\text{PM}_{10}$ (intervallo fiduciario 95%)
Morte (*)	1,14 (1,04-1,24)	1,10 (1,03-1,18)
Morte (**)	1,07 (1,04-1,11)	
Bronchite	1,34 (0,94-1,99)	1,29 (0,96-1,83)
Decremento $\text{FEV}_1$ (%) bambini	-1,9 (-3,1a -0,6)	-1,2 (-2,3 a -0,1)
Decremento $\text{FEV}_1$ (%) adulti		-1,0 (non disponibile)

(\*): da [12]; (\*\*): da [16];  $\text{FEV}_1$ : *forced expiratory volume* in un secondo.

### Particelle ultrafini

Molto recentemente vari ricercatori hanno ipotizzato un ruolo biologico di maggior rilievo da parte delle particelle UF (particelle con diametri  $< 0,1 \mu\text{m}$  o, in altre unità,  $< 100 \text{ nm}$ ), le quali sono presenti in numero ingente nell'aria urbana, anche se hanno una massa irrilevante. Tali particelle originano essenzialmente dai processi di combustione. Gli studi effettuati sulle emissioni di MPA dai motori diesel hanno evidenziato che oltre il 90% del numero di particelle emesse risiede nell'intervallo  $< 100 \text{ nm}$ , mentre solo 1-20% della massa è costituita dalle particelle in questa frazione. E' ormai dimostrato che i motori diesel, in particolare gli autobus circolanti nelle città, sono responsabili di un significativo contributo alle emissioni di particelle, come viene indicato dai dati riportati nella Fig. 4 ed elaborati in base a risultati ottenuti nel Regno Unito

[46]. Benché ancora manchino dati sufficienti sulle emissioni di particelle dai motori a benzina, esiste un generale consenso sul fatto che le emissioni dei veicoli a benzina dotati di catalizzatori a tre vie siano inferiori a quelle derivanti dai veicoli non catalizzati, ma con una distribuzione dimensionale spostata verso particelle più fini. Tipicamente le particelle emesse dai motori diesel comprendono 3 modi (intervalli dimensionali) con diverse abbondanze (in termini di particelle  $(\text{p})/\text{cm}^3$ ): un modo di accumulazione, costituito da una miscela complessa di materiali solidi carboniosi e ceneri agglomerati; questo modo risulta stabile e misurabile in modo riproducibile, con diametri tipici compresi tra 50 e 300 nm. Esiste poi un modo di nucleazione instabile comprendente particelle costituite da solfati e composti organici condensabili, con dimensioni nell'intervallo 5-30 nm. Recenti studi hanno mostrato che queste particelle si formano per



**Fig. 4.** - Massa e numero delle particelle emesse da vari tipi di veicoli.

nucleazione omogenea di nuclei di solfato, sui quali condensano composti organici volatili o solubili, derivanti dalla combustione incompleta o dall'evaporazione di olio lubrificante. La formazione di questa frazione modale è sensibile alla temperatura e alle condizioni di diluizione, umidità e tempo di residenza e perciò risulta molto instabile e di difficile misurazione. Il terzo modo comprende particelle di maggiori dimensioni, nell'intervallo 1-2,5  $\mu\text{m}$ , costituite da aggregati di particelle del modo di accumulazione depositate e risospese nel sistema di scarico [47, 48].

Negli ambienti metropolitani, caratterizzati da una continua ed intensa attività di traffico, le sorgenti di particelle UF sono numerosissime e contribuiscono a creare un livello di concentrazione numerica di fondo abbastanza uniforme. Diversa risulta la situazione quando si consideri la misura delle particelle in termini di massa (o di volume). In questo caso occorre considerare il contributo delle particelle nelle classi dimensionali  $> 0,1 \mu\text{m}$ .

Nei siti influenzati direttamente dal traffico un contributo significativo alla massa (o al volume) è determinato dalle particelle comprese tra circa 0,1 ed alcuni micron (modo di accumulazione e modo grossolano), mentre nei siti di fondo urbano tipico tale contributo è maggiormente dovuto a particelle con dimensioni maggiori ( $> 1 \mu\text{m}$ ). In termini numerici in ambedue i siti la distribuzione dimensionale appare dominata dalle particelle comprese tra circa 20 nm e 400-500 nm. Le particelle con dimensioni sotto  $1 \mu\text{m}$  contribuiscono molto marginalmente alla concentrazione in volume o in massa [49], e quelle UF comprendono solo dall'1% all'8% della massa di particelle ambientali. In generale appare evidente come la concentrazione numerica di particelle aerodisperse sia dominata da quelle  $< 0,1 \mu\text{m}$ . Benché attualmente la misura sistematica di tale parametro sia ancora molto limitata, i dati ad oggi disponibili indicano che esso è molto variabile e risulta intorno a  $10^2/\text{cm}^3$  nel caso dell'aerosol marino, circa  $10^3/\text{cm}^3$  nel fondo continentale pulito e può superare  $10^5/\text{cm}^3$  nell'aria inquinata urbana.

Recenti studi condotti sugli animali ed i noti effetti di queste particelle sull'uomo suggeriscono che la capacità delle UF di indurre effetti sanitari negativi può essere maggiore di quella percepita a seguito degli effetti riscontrati con le particelle più grandi (incluse quelle comprese nel  $\text{PM}_{2,5}$ ) di materiali simili. Benché ancora siano necessari ulteriori approfondimenti per chiarire i meccanismi di azione biologica, l'elevato numero di particelle, la loro elevatissima area superficiale, e la maggiore efficienza di deposizione delle particelle UF nel polmone costituiscono probabilmente due fattori rilevanti. Altrettanto rilevante può essere la presenza di metalli (specialmente Fe e/o metalli di transizione) e di composti acidi sulla superficie di queste particelle [39, 41, 50-52]. Tuttavia, altri gruppi di sperimentatori avanzano ipotesi alternative, ritenendo che anche la frazione più grossolana contribuisca a determinare gli effetti negativi sull'apparato respiratorio [53].

#### Standard di qualità dell'aria

Le evidenze di effetti sanitari hanno indotto molti paesi ed organizzazioni internazionali a revisionare gli standard di qualità dell'aria (SQA) esistenti per il MPA. Nel passato questi erano focalizzati sulle particelle cosiddette "totali" o PTS, successivamente sono stati introdotti SQA per il  $\text{PM}_{10}$ , estesi più recentemente al  $\text{PM}_{2,5}$ , come è avvenuto rispettivamente nel 1987 e nel 1997 negli USA [54, 55]. In questo contesto anche l'Unione Europea (UE) ha affrontato questo problema con la direttiva 1999/30/EC [56], nella quale sono stabiliti i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il  $\text{PM}_{10}$ , mentre per il  $\text{PM}_{2,5}$  non viene fissato un valore limite, ma viene richiesto agli stati membri di effettuare campionamenti e fornire informazioni al pubblico anche su questo parametro. Inoltre nei piani di azione per ridurre i livelli di  $\text{PM}_{10}$  è prevista l'inclusione di misure per la concomitante riduzione del  $\text{PM}_{2,5}$ . La direttiva europea è stata recepita in Italia con il decreto ministeriale no. 60 del 2 aprile 2002 [57]. Nella Tab. 4 viene riportato in modo sintetico il sistema di riferimento previsto dal DM (e dalla direttiva europea) per individuare i valori limite giornaliero ed annuale per il  $\text{PM}_{10}$  tenendo conto dei margini di tolleranza temporali.

Malgrado siano stati espressi da varie parti dubbi sul significato dell'applicazione dei margini di tolleranza annuali, previsti in proporzione decrescente fino al raggiungimento nel 2005 dei valori limite per il  $\text{PM}_{10}$  (annuale:  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , giornaliero:  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), tale normativa costituisce un'importante occasione per l'introduzione nel nostro paese di un sistema armonizzato in tutta l'area europea per il controllo, la riduzione e la gestione dell'inquinamento atmosferico.

**Tabella 4.** - Valori limite di qualità dell'aria ambiente per PM<sub>10</sub> previsti dalla Direttiva europea 30/99/CE e introdotti nel Decreto di recepimento 60/2002 (\*)

Valore limite annuale (µg/m <sup>3</sup> )	Data di entrata in vigore	Valore limite su 24 h (**) (µg/m <sup>3</sup> )
48,0	01/01/2000	75
46,4	01/01/2001	70
44,8	01/01/2002	65
43,2	01/01/2003	60
41,6	01/01/2004	55
40,0	01/01/2005	50

(\*) In questa fase è prevista anche la misura del PM<sub>2,5</sub> ed i piani per la riduzione del PM<sub>10</sub> comprenderanno anche la riduzione del PM<sub>2,5</sub>; (\*\*) da non superare più di 35 volte l'anno.

### I sistemi di campionamento

Comunemente il campionamento delle particelle aerodisperse nell'atmosfera viene eseguito per rispondere a diversi quesiti: determinare la conformità con gli standard di qualità dell'aria; valutare l'estensione e le cause delle deposizioni e della riduzione della visibilità, migliorare le conoscenze delle proprietà chimico-fisiche dell'inquinamento atmosferico; e attribuire i vari costituenti chimici del materiale particolato aerodisperso alle loro sorgenti emissive.

I requisiti generali necessari a soddisfare tutti gli obiettivi del campionamento dell'aerosol atmosferico sono: la selezione di ben definite frazioni dimensionali; mezzi filtranti compatibili con i metodi di analisi scelti; volumi di aria campionata stabili e in grado di fornire un deposito sufficiente per le analisi desiderate (senza sovraccarico del filtro); superfici di campionamento che non reagiscano con le specie da misurare; e costi accettabili della strumentazione, operante con procedure pratiche semplici. Nella realtà non esiste un unico sistema di campionamento che soddisfi ad un tempo tutte le necessità ed è inoltre molto difficile misurare e caratterizzare le particelle aerodisperse nell'atmosfera.

Nella progettazione del metodo di misura più adeguato a fornire un indicatore della massa di aerosol occorre considerare la necessità di effettuare delle scelte relative ai seguenti problemi:

la selezione della dimensione di taglio, il trattamento dei componenti semivolatili, la separazione delle frazioni fini e grossolane, il trattamento della pressione, temperatura e umidità relativa e la valutazione dell'affidabilità del metodo di misura. In molti casi sono state fatte delle scelte per difetto e senza un'adeguata conoscenza delle conseguenze. Questo è

dovuto anche alla difficoltà di creare uno standard di riferimento per le particelle atmosferiche.

Per la valutazione della conformità al valore limite per il PM<sub>10</sub> nel decreto di recepimento della direttiva europea viene indicato un metodo di riferimento sviluppato nel 1998, su incarico della Commissione europea, dal Comitato Europeo di Normazione (CEN) [58]. Il metodo di riferimento si basa sulla selezione per separazione inerziale delle particelle di aerosol con D<sub>a</sub> inferiore o uguale a 10 µm, seguita da filtrazione e determinazione gravimetrica della massa di PM<sub>10</sub> sul substrato filtrante. In esso vengono indicati i requisiti a cui devono rispondere i sistemi di riferimento e le procedure per stabilire l'equivalenza dei sistemi di misura. Alla base del metodo standard di riferimento si trova il concetto di standard basato sulle prestazioni delle apparecchiature (in esso sono stabilite le proprietà delle particelle da misurare e le tolleranze ammesse per la precisione e l'accuratezza nella quantificazione delle dette proprietà), piuttosto che sul disegno di uno specifico strumento da usare per la valutazione della conformità ai valori limite di riferimento [59]. In quest'ultimo caso non viene ammesso nessun altro strumento, se non quello prestabilito dalla norma, mentre, riferendosi alle prestazioni, ogni principio di misura, realizzato con qualsiasi sistema, può essere applicato per il controllo della conformità, purché esso soddisfi i requisiti previsti dallo standard prestazionale. L'accuratezza della misura di PM<sub>10</sub> viene definita in termini di accordo tra sistema di misura candidato e sistema di misura di riferimento.

Una particolare considerazione merita la questione del campionamento a selezione dimensionale.

Questo concetto fa riferimento alla raccolta delle particelle al di sotto, o nell'intorno, di una specifica dimensione aerodinamica, usualmente definita in base alla dimensione superiore di taglio in corrispondenza di cui si ha il 50% di efficienza di raccolta. Questa efficienza di campionamento è caratterizzata, inoltre, da una pendenza (o deviazione standard geometrica), che corrisponde alla radice quadrata del rapporto tra il diametro delle particelle escluse dall'ingresso con l'efficienza dell'84% (D<sub>84</sub>) e il diametro di quelle rimosse con il 16% di efficienza (D<sub>16</sub>). Una pendenza pari a 1 indica una pendenza ripida e un taglio dimensionale molto netto, mentre con una pendenza superiore a 2 avviene l'inverso. Valori compresi tra 1,3 e 1,5 vengono considerati adeguati alla produzione di ben definite frazioni dimensionali [60]. Le teste di ingresso a selezione dimensionale, inoltre, devono possedere caratteristiche di trasmissione delle particelle che siano indipendenti dalla velocità e dalla direzione del vento.

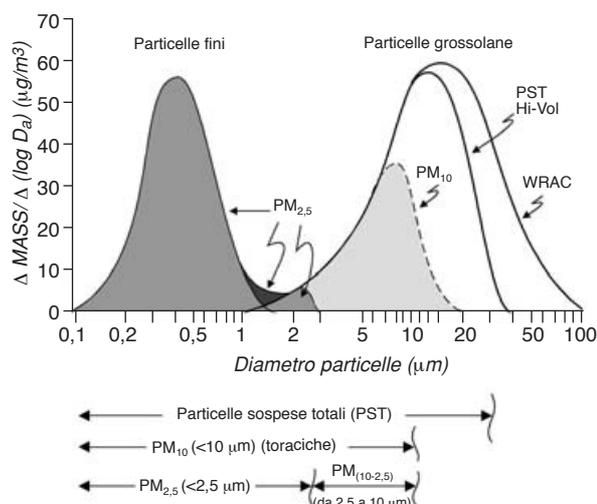
Il sistema si è sviluppato con l'intento di misurare le frazioni di particelle aventi particolare interesse da un punto di vista sanitario, di influenza sulla visibilità, di attribuzione delle sorgenti, ecc. Come si è già detto, da

parte dell'ACGIH, dell'ISO e del CEN, sono state concordate le definizioni delle frazioni di particelle di interesse sanitario e le convenzioni per il loro campionamento (Fig. 3). Nello standard prodotto nel 1987 in USA fu introdotto il  $PM_{10}$  come indicatore della frazione toracica delle particelle aerodisperse, in quanto rilevanti per gli effetti sanitari. Le stesse considerazioni valgono nel caso dello standard per il  $PM_{2,5}$ , stabilito nel 1997 e destinato a rappresentare la frazione respirabile negli ambienti di vita. Prima del 1987 in USA, ma anche in altri paesi, tra cui l'Italia, si faceva riferimento alla misura della massa di particelle aerodisperse, cosiddette totali (PST). Tuttavia quale frazione dimensionale fosse effettivamente misurata dipendeva fortemente dal sistema di campionamento, che veniva in genere effettuato con un campionatore con ingresso omnidirezionale ad alto volume (*high volume sampler* o *Hi-vol*) negli USA, mentre nel nostro paese era comunemente usato un sistema monodirezionale a basso volume (operante generalmente ad una portata di 20 l/min). Poiché la dimensione di taglio per l'*Hi-vol* dipende dalla velocità e direzione del vento, questa dimensione può variare tra 25 e 40  $\mu m$  [5]. Nel caso del sistema usato in Italia l'incertezza sulla dimensione di taglio è ancora maggiore e sicuramente inferiore a quella dell'*Hi-vol*; infatti, sperimentalmente è risultato che il rapporto tra lo strumento standard italiano e l'*Hi-vol* è pari a circa 1,4, di conseguenza il rapporto tra PST (italiane) e  $PM_{10}$  è risultato molto vicino a 1,3 [61]. Il fattore di conversione proposto nel DM 60/2002 (pari a 1,2) potrebbe, quindi, condurre ad una sottostima.

Per la raccolta efficiente delle particelle con  $D_a$  fino a circa 100  $\mu m$  (PST) è necessario un sistema di campionamento molto costoso e di difficile reperibilità come il *wide range aerosol classifier* (WRAC). Nella Fig. 5 viene riportata la distribuzione idealizzata dell'aerosol ambientale e le diverse frazioni dimensionali raccolte dai campionatori destinati al prelievo delle varie frazioni.

Nell'affrontare il processo di applicazione della direttiva 30/1999, è emerso un problema di difficile soluzione. La direttiva, infatti, prescrive agli stati membri l'uso di metodi non automatici per il monitoraggio del  $PM_{10}$ , richiedendo, allo stesso tempo, la comunicazione dell'informazione al pubblico su base giornaliera, obbligo che implica il ricorso a metodi di monitoraggio in continuo.

Per risolvere questa contraddizione la Commissione ha prodotto un documento-guida [62], predisposto da un gruppo di lavoro *ad hoc* (EC Working Group On Particulate Matter), in cui, dopo una attenta valutazione delle prestazioni comparative dei sistemi di misura automatici e di quelli di riferimento manuali, fornite ad oggi da diversi stati membri, viene raccomandata l'applicazione di un fattore di correzione provvisorio pari a



**Fig. 5.** - Distribuzione idealizzata del materiale particolato aerodisperso nelle frazioni fine e grossolana e porzioni raccolte dai vari tipi di campionatori.

1,3, sia alle medie giornaliere, che alle medie annuali fornite dai sistemi di misura automatici (attenuazione- $\beta$  o bilancia oscillante, TEOM). Queste iniziative si sono rese necessarie, in quanto è stata evidenziata sperimentalmente una diminuzione della massa di  $PM_{10}$  rispetto ai sistemi di riferimento manuali, soprattutto nel periodo invernale, nei paesi dell'Europa centro-settentrionale, a causa di perdite di composti semi-volatili attribuite al riscaldamento della linea d'ingresso o della camera di misura esistente negli strumenti automatici. Questa soluzione deve essere considerata provvisoria, in attesa di risultati più completi delle prove di confronto stabilite nello stesso documento da parte di tutti gli stati membri. [62].

Le linee-guida costituiscono uno strumento molto importante nella prima fase di applicazione della direttiva nel nostro paese, in quanto nelle reti per il controllo della qualità dell'aria vengono usati strumenti per la misura del  $PM_{10}$  generalmente basati sul principio dell'attenuazione- $\beta$  o della bilancia oscillante. A questo riguardo la situazione italiana appare particolarmente preoccupante poiché i dati sui livelli di concentrazione di  $PM_{10}$  sono pochi e incompleti, ed ancora meno lo sono quelli per il  $PM_{2,5}$  [63]. Solo di recente si è iniziato a dotare le centraline delle reti urbane di strumenti per la misura del  $PM_{10}$ , costituiti generalmente da strumenti automatici, funzionanti prevalentemente secondo il principio dell'attenuazione dei raggi beta e dotati di ingressi (teste separatrici per impatto del  $PM_{10}$ ) realizzati in base al modello statunitense [5, 64]. D'altra parte l'introduzione di strumentazione dotata di ingressi conformi a quelli indicati nello standard del CEN 12341 è solo all'inizio di un processo che prevedibilmente richiederà tempi non brevi.

Oltre a ciò, la diffusa scarsità di dati nazionali sul  $PM_{2,5}$  comporta ovviamente una sostanziale mancanza di informazioni sui rapporti esistenti tra le concentrazioni delle diverse frazioni di materiale particolato  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  e la frazione con diametro aerodinamico compreso tra 2,5 e 10  $\mu m$  ( $PM_{10-2,5}$  o *coarse*). La conoscenza di tali dati risulta, tuttavia, fondamentale nell'ambito degli studi di associazione tra effetti sanitari delle particelle e frazioni dimensionali responsabili di tali effetti.

### Sintesi dei risultati più rilevanti ottenuti dagli studi effettuati a Roma

Da diversi anni presso l'ISS sono stati attivati programmi di ricerca finalizzati a consolidare una base di dati sui livelli di concentrazione alle diverse frazioni fini di materiale particolato aerodisperso ( $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ ), nelle quali viene determinato anche il contenuto in metalli (Cd, Cr, Fe, Ni, Pb, V, Zn). Tali progetti, oltre che da risorse intramurali, sono stati finanziati anche dal Ministero dell'Ambiente e da programmi di ricerca europei e della WHO (HEAPSS: Health Effects of Air Pollution on Susceptible Subpopulations-Traditional Air Pollutants-Ultrafine Particles and Myocardial Infarction; e RAIAP: Respiratory Allergy and Inflammation Due to Ambient Particles) (<http://www.atm.helsinki.fi/~ppaalto/heapss/> e <http://www.raiap.org/>).

Da un anno è iniziata l'attività di monitoraggio in continuo anche del numero di particelle con diametro  $\leq 0,1 \mu m$  mediante contatori di particelle per condensazione (*condensation particle counter*, 3022 TSI, USA),

in grado di fornire in tempo reale la concentrazione numerica di particelle UF.

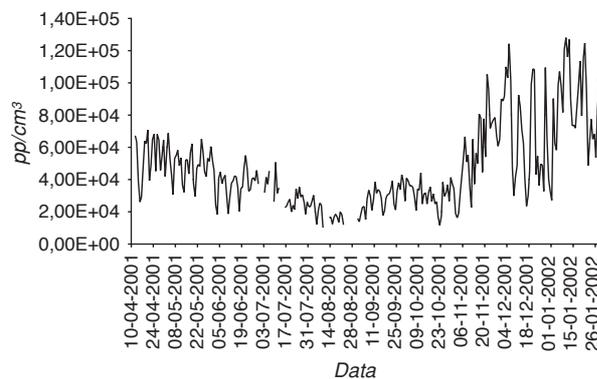
Grazie alla concomitante presenza nella postazione dell'ISS di strumentazioni che misurano diversi parametri rilevanti per la caratterizzazione dell'inquinamento atmosferico, tra cui quelli tradizionali ( $CO$ ,  $NO_x$ ,  $SO_2$ ,  $O_3$ , parametri meteorologici), è in corso lo studio delle eventuali correlazioni tra i vari parametri e diversi inquinanti.

Sulla base dei dati di  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ , raccolti durante varie campagne di misura iniziate dal 1993 ed in corso a tutt'oggi [61, 63-65], e di cui viene riportata una sintesi per il 2001 nella Tab. 5, è possibile affermare che questi inquinanti presentano fluttuazioni temporali con valori più elevati durante i mesi invernali, mentre i valori medi su base annuale superano spesso  $40 \mu g/m^3$  per il  $PM_{10}$ , e  $30 \mu g/m^3$  per il  $PM_{2,5}$ . Una marcata variabilità temporale, sia del  $PM_{2,5}$  che del  $PM_{10}$ , è evidente anche su base settimanale e persino giornaliera, nel corso di tutto l'anno. Tale variabilità evidenzia l'importanza di effettuare il monitoraggio del MPA con frequenza regolare nel corso dell'anno, ciò al fine di ottenere una concentrazione media che costituisca un indicatore rappresentativo dell'esposizione media, e dunque dei rischi a lungo termine, della popolazione. Le concentrazioni misurate simultaneamente a quelle dell'ISS, in un sito tipico del fondo urbano (parco urbano), sono risultate solo di poco inferiori (10-17%) a quelle riscontrate contemporaneamente nel sito direttamente influenzato dal traffico, e suggeriscono, quindi, la tendenza dei livelli di concentrazione a distribuirsi uniformemente su aree alquanto ampie di territorio urbano. Le misure effettuate, sempre contemporanea-

**Tabella 5.** - Valori medi di concentrazione di  $PM_{2,5}$  e  $PM_{10}$  nei diversi periodi stagionali e rapporti tra le diverse frazioni (anno di riferimento 2001)

Periodo	Parametri	Sito 1 (strada)	Sito 2 (parco urbano)	Sito 3 (fondo)
Periodo estivo	$PM_{10}$	39 (18-75)	35 (16-61)	16 (9-24)
	$PM_{2,5}$	19 (7-31)	17 (6-26)	9 (6-13)
	$PM_{2,5}/PM_{10}$ (%)	49 (33-67)	49 (30-69)	59 (42-62)
	n.	61	30	9
Periodo invernale	$PM_{10}$	53 (10-133)	44 (6-112)	22 (9-29)
	$PM_{2,5}$	39 (5-101)	34 (3-100)	17 (6-23)
	$PM_{2,5}/PM_{10}$ (%)	70 (43-82)	71 (33-89)	76 (65-84)
	n.	59	29	4
Anno intero	$PM_{10}$	46 (10-133)	39 (6-112)	18 (9-29)
	$PM_{2,5}$	28 (5-101)	25 (3-100)	11 (6-23)
	$PM_{2,5}/PM_{10}$ (%)	59 (33-82)	61 (30-89)	63 (42-84)
	n.	120	59	13

Concentrazioni espresse in  $\mu g/m^3$ ; tra parentesi sono riportati i valori minimo e massimo; sito 1 e 2: prelievi di 24 ore; sito 3: prelievi di sette giorni.



**Fig. 6.** - Andamento annuale delle medie di 24 h della concentrazione di particelle ultrafini a Roma.

mente, in un luogo remoto, situato in un parco montano ad oltre 100 km da Roma, esente dalla influenza diretta di emissioni antropiche, hanno evidenziato livelli di concentrazione di  $PM_{10}$ , e  $PM_{2,5}$  mediamente pari a circa il 30% di quelli riscontrati nel fondo urbano.

Nel sito influenzato dal traffico il contributo del  $PM_{2,5}$  al  $PM_{10}$  è risultato maggiore nel semestre invernale rispetto a quello estivo (circa 70% vs circa 50%), senza differenze sostanziali rispetto al sito di fondo urbano ed al sito remoto, in cui, tuttavia, i valori assoluti sono risultati maggiori [62, 63]. Tale andamento è verosimilmente attribuibile all'aumento dell'attività associata alle sorgenti combustive (riscaldamento domestico e traffico) ed alle più accentuate condizioni di ristagno meteorologico, specifiche della stagione più fredda (stati di inversione termica e stabilità atmosferica), condizioni queste, che favoriscono l'incremento di particelle più fini, che restano a lungo in sospensione e possono diffondersi a lunga distanza.

Per quanto riguarda la misura delle particelle UF, i risultati ottenuti finora, riportati sinteticamente nelle Fig. 6 e 7, mostrano come questa frazione di particelle sia correlata con l'intensità dei flussi di traffico (in particolare con la concentrazione di CO e di NOx) e aumenti durante la stagione fredda, raggiungendo concentrazioni superiori a  $1 \cdot 10^5$  p/cm<sup>3</sup> [64, 66].

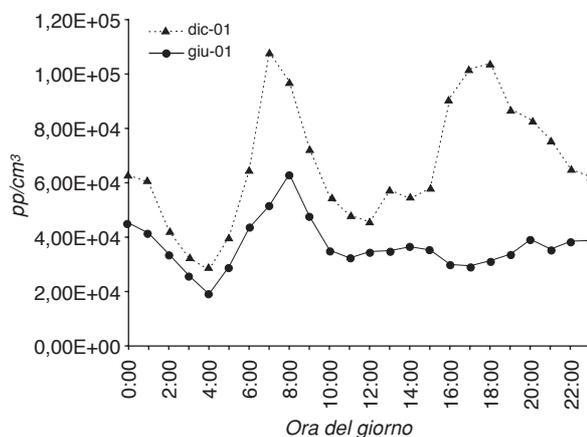
Le indagini effettuate simultaneamente all'interno (*indoor*) di uffici nel sito trafficato hanno evidenziato concentrazioni medie di  $PM_{2,5}$  solo leggermente inferiori a quelle *outdoor* e concentrazioni medie di  $PM_{10}$  sostanzialmente meno elevate che all'esterno, mentre il rapporto  $PM_{2,5}/PM_{10}$  è risultato sensibilmente maggiore all'interno rispetto all'esterno [67]. Questi risultati inducono ad ipotizzare il fatto che, anche se la capacità di penetrazione dall'esterno verso l'interno delle due diverse frazioni di particelle risulta essere simile, la maggiore velocità di deposizione delle particelle costituenti la frazione coarse in condizioni di calma di aria fa aumentare il rapporto *indoor/outdoor*,

in quanto all'interno risulta maggiore il contributo delle particelle più fini ( $PM_{2,5}$ ).

Per ciò che riguarda i metalli associati alle varie frazioni di particelle, nel sito influenzato dal traffico e nel sito di fondo urbano il Cd e il Pb sono risultati presenti in maniera preponderante nella frazione  $PM_{2,5}$  (maggiormente rappresentativa delle particelle originatesi dai processi di combustione). Gli altri metalli (Cr, Ni, Va, Zn) sono stati riscontrati distribuiti in maniera più uniforme tra le due frazioni (*coarse* e *fine*), mentre il Fe è risultato prevalere nettamente nella frazione *coarse*. Nel sito rurale remoto le concentrazioni dei vari metalli sono risultate inferiori da circa 3 a circa 10 volte rispetto a quelle riscontrate in corrispondenza del sito di fondo urbano. I livelli di concentrazione ottenuti per i metalli, comunque, sono risultati ampiamente al di sotto dei valori indicati nella più recente versione (2000) delle Linee Guida della WHO [68]. D'altro canto, occorre osservare che, sebbene i livelli di esposizione inalatoria ad alcuni dei metalli associati al MPA possano essere ritenuti troppo bassi per indurre fenomeni di tossicità secondo i meccanismi classici, la loro presenza, anche in traccia, potrebbe avere un ruolo importante nello sviluppo dei meccanismi biologici ipotizzati come responsabili degli effetti sanitari emersi dagli studi epidemiologici (ruolo di catalizzatori nei processi biochimici che portano alla produzione di radicali liberi e specie ossigenate).

## Conclusioni

Da questo lavoro di rassegna sui principali aspetti relativi agli effetti sanitari associati all'esposizione alle particelle aerodisperse e alla loro misura, emerge come gli attuali livelli di conoscenza biologica e tecnologica segnalino l'esistenza, assieme a diverse certezze, di numerose limitazioni nei livelli di evidenza scientifica. In particolare, sul versante della misura, permane la



**Fig. 7.** - Andamento delle medie orarie della concentrazione di particelle ultrafini a Roma.

necessità di approfondire ed estendere gli studi sui temi seguenti: caratterizzazione chimico-fisica delle varie frazioni dimensionali di particelle, sia dal punto di vista temporale (stagionale), che geografico; definizione in modo più preciso del rapporto tra le prestazioni dei sistemi di campionamento automatici e manuali per le frazioni di particelle indicate nella legislazione corrente; costruzione di studi mirati alla determinazione della effettiva esposizione personale in rapporto con le concentrazioni di polveri fornite dalle stazioni di misura fisse; programmazione di una base di dati più estesa sui livelli di concentrazione di PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> e particelle UF, che possa fornire un supporto anche agli studi di approfondimento del loro eventuale ruolo sanitario.

La recente normativa europea, che ha stabilito degli standard di qualità per PM<sub>10</sub> e ha prefigurato la misura anche del PM<sub>2,5</sub>, potrà certamente servire, nel corso della prima fase prevista (entro il 2005), da stimolo e da banco di prova per rispondere a molti degli interrogativi posti, sia per gli aspetti riguardanti la misura, che per la produzione di basi di dati da utilizzare nelle indagini epidemiologiche. Uno standard di qualità basato sul PM<sub>2,5</sub> è stato con determinazione raccomandato nel recentissimo rapporto della WHO [69].

L'insieme dei dati acquisiti presso il nostro istituto, anche grazie al contributo delle risorse extramurali, è stato utilizzato negli studi epidemiologici già in corso [70] ed, in particolare, nell'ambito del progetto di ricerca Europeo HEAPPS. I dati relativi alla caratterizzazione chimica delle particelle costituenti il PM<sub>10</sub> ed il PM<sub>2,5</sub>, con particolare riferimento al contenuto di metalli di transizione, consentiranno anche di ottenere informazioni utili alla comprensione dei potenziali meccanismi di interazione biologica, ipotizzati da vari gruppi di ricerca, tra particelle di diverse dimensioni e cellule specifiche dell'organo respiratorio. Il complesso dei risultati ottenuti da queste attività di ricerca potrà fornire anche indicazioni utili per la scelta di appropriate strategie di sanità pubblica mirate alla riduzione degli effetti negativi dell'esposizione alle particelle più fini ed agli altri inquinanti.

#### Ringraziamenti

I dati sono stati raccolti nell'ambito del progetto: "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 la 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".

Lavoro presentato su invito.  
Accettato il 14 maggio 2003.

#### BIBLIOGRAFIA

1. Rahaman Q, Nettesheim P, Smith KR, Seth PK, Selkirk J. International conference on environmental and occupational lung disease. *Environ Health Perspect* 2001;109:425-31.
2. Künzli N, Kaiser R, Medina S, Studnika M, Chanel O, Filliger P, Hery M, Horak F Jr, Puybonnieux-Texier V, Quenel P, Chneider, Eethaler R, Vergnaud JC, Sommer H. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000;356:795-801.
3. World Health Organization. *The World Health Report 2002 - Reducing risks, promoting healthy life*. Geneva: WHO; 2003. (<http://www.who.int/whr/en/>).
4. Marconi A. Polveri, fumi e nebbie aerodispersi: criteri e sistemi di campionamento. In: Lazzaretti G, Govoni C (Ed.). *Il rischio chimico negli ambienti di lavoro*. Modena 10-12 ottobre 1996, Regione Emilia Romagna, Azienda USL di Modena. p. 271-8.
5. US Environmental Protection Agency (USEPA). *Air quality criteria for particulate matter*. External Review Draft, October 1999. Vol. I. (Report no. EPA/600/P-99/002a).
6. Pinkerton KE, Green FH, Saiki C, Vallyathan V, Plopper CG, Gopal V, Hung D, Bahne EB, Lin SS, Menache MG, Schenker MB. Distribution of particulate matter and tissue remodeling in the human lung. *Environ Health Persp* 2000;108(11):1063-9.
7. Brauer M, Avila-Casado C, Fortoul TI, Vedal S, Stevens B, Churg A. Air pollution and retained particles in the lung. *Environ Health Perspect* 2001;109:1039-43.
8. International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP, human respiratory tract model for radiological protection. A report of a task group of the ICRP*. Oxford: Pergamon Press; 1994. (ICRP Publication, 66).
9. UNI-CEN EN 481. Norma Europea. *Definizione delle frazioni granulometriche per la misurazione delle particelle aerodisperse*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; ottobre 1994.
10. UNI-ISO 7708. Norma Italiana. *Qualità dell'aria. Definizioni delle frazioni granulometriche per il campionamento relativo agli effetti sanitari*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; settembre 1998.
11. Wallace L. Correlations of personal exposure to particles with outdoor air measurements: a review of recent studies. *Aersol Sci Technol* 2000;32:15-25.
12. Dockery DW, Pope III CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG jr, Speizer FE. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993; 329:1753-9.
13. Dockery DW, Pope CA. Acute respiratory effect of particulate air pollution. *Ann Rev Public Health* 1994;15:107-32.
14. Thurston GD, Ito K, Hayes CG, Bates DV, Lippmann M. Respiratory hospital admissions and summertime haze pollution in Toronto, Ontario: consideration of the role of acid aerosols. *Environ Res* 1994;65: 271-90.
15. Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. *Epidemiology* 1996;7:20-8.

16. Pope CA III, Thun MG, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Health JCW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995;151: 669-74.
17. Dockery DW, Cunningham J, Neas LM, Damokosh A, Koutrakis P *et al.* Health effects of acidic aerosols on North American children: respiratory symptoms. *Environ Health Perspect* 1996;104:500-5.
18. Raizenne ME, Neas LM, Damokosh AI, Dockery DW, Spengler JD, Koutrakis P, Ware JH, Speizer FE. Health effects of acid aerosols on North American children: pulmonary function. *Environ Health Perspect* 1996;104:506-14.
19. Burnett RT, Dales R, Krewski D, Vincent R, Dunn T, Brook JR. Associations between ambient particulate sulphate and admissions to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases. *Am J Epidemiol* 1995;142:15-22.
20. Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, Schwartz J, Balducci F, Medina S, Rossi G, Wojtyniak B, Sunyer J, Bacharova L, Schouten JP, Ponka A, Anderson HR. Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *Br Med J* 1997;314:1658-63.
21. Peters A, Wichmann H R, Tuch T, Heinrich J, Heyder J. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;155:1376-83.
22. Abbey DE, N Nishino, WF McDonnell, RJ Burchette, SF Knutsen, WL Beeson, JE Yang. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999;159:373-82.
23. World Health Organization. *Air quality guidelines for Europe*. Second ed. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2000. (WHO Regional Publications, European Series, no. 91).
24. Pope CA III. Review. Epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol Sci Technol* 2000;32:4-14.
25. Pope CA III. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? *Environ Health Perspect* 2000;108 (suppl 4):713-23.
26. Biggeri A, Bellini P, Terracini B. Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico. *Epidemiol Prev* 2001;25(suppl. 2):1-72.
27. Dockery DW. Epidemiologic evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution. *Environ Health Perspect* 2001;109 (suppl 4):483-6.
28. Hoek G, Brunekreef B, Verhoeff A, Wijnen J, Fischer P. Daily mortality and air pollution in the Netherlands. *J Air Waste Manag Assoc* 2000;50:1380-9.
29. Hong Yun-Chul, Lee JT, Kim H, Ha EH, Schwartz J, Chistiiani DC. Effects of air pollution on acute stroke mortality. *Environ Health Perspect* 2002;110(2):187-91.
30. Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environ Health Perspect* 2000;108:841-5.
31. Heinrich J, Hoelscher B, Wichmann HE. Decline of ambient air pollution and respiratory symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med* 2000;161:1930-6.
32. Liao D, Creason J, Shy C, Williams R, Watts R, Zweidinger R. Daily variation of of particulate air pollution and poor cardiac autonomic control in the elderly. *Environ Health Perspect* 1999; 107:521-5.
33. Peters A, Perz S, Doring A, Stieber J, Koenig W, Wichmann E. Increases in heart rate during an air pollution episode. *Am J Epidemiol* 1999;150(10):1094-8.
34. Levy D, Sheppard L, Checkoway H, Kaufman J, Lumley T, Koenig J, Siscovick D. A case-crossover analysis of fine particulate matter air pollution and out-of-hospital primary cardiac arrest. *Epidemiology* 2001;12:193-9.
35. Samet JM, Dominici M, Curriero FC, Coursac I, Zeger SL. Fine particulate air pollution and mortality in 20 US cities, 1987-1994. *N Engl J Med* 2000; 343:1742-9.
36. Levy JJ, Hammit JK, Spengler JD. Estimating the mortality impacts of particulate matter: what can be learned from between-study variability? *Environ Health Perspect* 2000;108: 109-17.
37. Health Effects Institute. Letter, May 30, 2002 ([www.healtheffects.org](http://www.healtheffects.org)).
38. Daniels MJ, Dominici F, Samet JM, Zeger SL. Estimating particulate matter mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *Am J Epidemiol* 2000;152(59):397-406.
39. Oberdoster G. Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles. *Int Arch Occup Environ Health* 2001;74:1-8.
40. Oberdoster G. Toxicokinetics and effects of fibrous and nonfibrous particles. *Inhal Toxicol* 2002;14:29-56.
41. Donaldson K, Stone V, Clouter A, Renwick L, Macnee W. Ultrafine particles. *Occup Environ Med* 2001;58:211-6.
42. Donaldson K, Tran L. Inflammation caused by particles and fibers. *Inhal Toxicol* 2002;14: 5-27.
43. Lippmann M, Thurston GD. Sulphate concentrations as an indicator of ambient particulate matter air pollution for health risk evaluations. *J Expos Anal Environ Epidemiol* 1996;6:123-46.
44. Cohen AJ. Outdoor air pollution and lung cancer. *Environ Health Persp* 2000;108(Suppl. 4):743-50.
45. World Health Organization. *Guidelines for air quality*. Geneva, WHO; 2000. (WHO/SDE/OEH/00.02).
46. Airborne Particles Expert Group. *Source apportionment of airborne particulate matter in the United Kingdom*. London: Report of the APEG, January 1999.
47. McAughey J, Marshall I. Ultrafine particles from combustion sources. *VAM Bull* 2001;24:6-10.
48. Tobias HJ, Beving DE, Ziemann PJ, Sakurai H, Zuk M, McMurry PH, Zarling D, Waytulonis R, Kittelson DB. Chemical analysis of diesel engine nanoparticles using a nano-DMA/thermal desorption particle beam mass spectrometer. *Environ Sci Technol* 2001;35:2233-43.
49. Morawska L, Thomas S, Jamriska M, Johnson G. The modality of particle size distributions of environmental aerosols. *Atmos Environ* 1999;33:4401-11.

50. Wichmann HE, Peters A. Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Phil Trans R Soc London* 2000;A358:2751-69.
51. Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Number concentration and size of particles in urban air: effects on spirometric lung function in adult asthmatic subjects. *Environ Health Perspect* 2001;109:319-23.
52. Hauser R, Godleski JJ, Hatch V, Christiani DC. Ultrafine particles in human lung macrophages. *Arch Environ Health* 2001;56:150-6.
53. Osunsanya T, Prescott G, Seaton A. Acute respiratory effects of particles: mass or number? *Occup Environ Med* 2001;58:154-9.
54. US Environmental Protection Agency. Revision of the national ambient air quality standards for particulate matter. Washington, USEPA. *Fed Reg* 1987;52:24634-69.
55. US Environmental Protection Agency. National ambient air quality standards for particulate matter, Final Rule. Washington, USEPA. *Fed Reg* 1997;62:38652-760.
56. 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 ed il piombo. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee* L 163 29 giugno 1999.
57. 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. *Gazzetta Ufficiale* n. 87 Suppl. Ord. n. 77, 13 aprile 2002.
58. Comitato Europeo di Normazione. *Air quality - Determination of the PM<sub>10</sub> fraction of suspended particulate matter - Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods*. European Standard 12341, CEN; 1998.
59. Chow, JC. Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *J Air Waste Manag Assoc* 1995;45:320-82.
60. Watson JG, Chow JG. Ambient air sampling. In: Willeke K, Baron P (Ed.). *Aerosol measurement: principles techniques and applications*. New York: Van Nostrand Reinhold; 1993.
61. Marconi A, D'Innocenzio F, Di Filippo P, Lepore L, Menichini E, Monfredini F. *Concentrazioni di varie frazioni di materiale particolato in aria urbana: relazioni tra diversi tipi di misure e primi risultati sui livelli annuali di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> a Roma*. Atti del Convegno "Le Giornate di Corvara", Corvara 19-21 marzo 1997. p. 75-80.
62. Williams M, Bruckmann P. EC Working Group on Particulate Matter. *A report on guidance to member states on PM<sub>10</sub> monitoring and intercomparisons with the reference method*. Draft Final Report, 22 January, 2001.
63. Marconi A, Menichini E, Ziemacki G, Cattani G, Stacchini G. Misure di materiale particolato PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> nell'atmosfera di Roma. *Ann Ist Super San* 2000;36(3):285-9.
64. Marconi A, Cattani G, Ziemacki G, Forastiere F. Livelli di concentrazione di PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, ultrasottili, specie metalliche e correlazioni con altri indicatori di inquinamento. In: *Atti del seminario "Il materiale particolato sospeso: problemi e prospettive"*. Ministero dell'Ambiente, Roma, 7 marzo 2002. (<http://ntserver.iiia.mlib.cnr.it/Meetings/WSRomePm10/PDF/marconi.pdf>).
65. Marconi A, Ziemacki G, Cattani G, Stacchini G. *Concentrazioni di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> determinate a Roma e confronto con un sito remoto. Convegno Nazionale Arie di Città: la qualità dell'aria in ambiente urbano*. Bologna, 28-30 novembre 2000. p. 406-11.
66. Marconi A, Cattani C, Cusano MC, Ferdinandi M, Inglessis M, Forastiere F. Ultrafine particles measurements in Rome, Italy. In: *AIRNET 2002 the 1st Annual Conference of Thematic Network on Air Pollution and Health*. December 11-12, 2002, London. (<http://airnet.iras.uu.nl/posters/>).
67. Cattani G, Cusano MC, Inglessis M, Settimo G, Stacchini G, Ziemacki G, Marconi A. Misure di materiale particolato PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> a Roma: confronti indoor-outdoor. *Ann Ist Sup Sanità*: 2003;39(3):357-64.
68. Ziemacki G, Cattani G, Cusano MC, Marconi A. Contenuto di metalli nella varie frazioni dimensionali di materiale particolato. *Ann Ist Sup Sanità*:2003;39(3):371-9.
69. World Health Organization. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report of a WHO working group, Bonn, Germany 13-15 January 2003. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2003.
70. 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.

