Determinazione dell'acidità del materiale particolato in atmosfere urbane ed industriali

D. BROCCO, A. LIBERTI e M. POSSANZINI

Laboratorio Inquinamento Atmosferico, CNR (*), Roma

La determinazione della concentrazione del materiale particolato, generalmente espressa come massa o come numero di particelle per unità di volume, costituisce un indice di fondamentale importanza per la valutazione del grado di inquinamento sia di atmosfere urbane che industriali. Atmosfere con uguali valori di concentrazione di polvere, tuttavia, possono esercitare un comportamento sensibilmente diverso, in quanto oltre alla quantità possono avere un ruolo significativo altri fattori quali granulometria, area superficiale e naturalmente, composizione chimica.

Le particelle di polvere possono variare notevolmente per forma e dimensione: quelle più piccole, con diametri da qualche decimo a qualche decina di micron, rimanendo in sospensione, costituiscono la frazione inalabile; quelle di dimensioni maggiori, la frazione sedimentabile.

Inoltre, formandosi dalla condensazione di microparticelle solide, liquide e gassose, il particolato, in dipendenza dello sviluppo superficiale, può essere veicolo di una qualunque sostanza in grado di essere adsorbita ed acquisire anche proprietà tossiche. Infine, a seconda dell'origine, esso può avere composizioni molto diverse ed in seguito ai numerosi equilibri chimico-fisici che si stabiliscono con l'ambiente con cui viene a contatto, non può essere considerato come sistema inerte, bensì in continua trasformazione.

Qualunque interazione si stabilisca nell'atmosfera fra materiale particellare e altre specie inquinanti, questa deve aver luogo attraverso un fenomeno di adsorbimento; a tale riguardo la polvere può svolgere una funzione catalitica per alcune reazioni che avvengono nell'atmosfera. Uno dei fenomeni più importanti è l'ossidazione del biossido di zolfo, che porta alla formazione di aerosoli di acido solforico.

(*) Via Montorio Romano, 36, 00131 - Roma.

Se si escludono specifiche fonti di acidità, dovute a determinate attività industriali, l'acido solforico è l'acido presente in maggiore misura nell'atmosfera ma non è certamente il solo; l'acido nitrico, ad esempio, si forma dagli ossidi d'azoto in seguito a processi fotochimici [1]. Dati gli effetti nocivi che l'acidità forte può indurre sull'organismo degli uomini e degli animali, sulla vegetazione e sui materiali è necessario, quando si valuta la contaminazione ambientale in funzione del materiale particellare, determinare tale acidità in modo specifico ed accurato.

In questa indagine viene descritto un nuovo metodo di analisi dell'acidità forte presente nel materiale particellare, basato sul principio della titolazione potenziometrica.

Misura dell'acidità forte

Diversi metodi sono stati finora impiegati per misurare l'« acidità atmosferica » intesa come acidità presente in estratti acquosi di materiale particellare raccolto per filtrazione o sedimentazione.

Il metodo titrimetrico sviluppato da Commins [2] e quello spettrofotometrico recentemente proposto da West [3], entrambi basati sullo spostamento dell'equilibrio di un indicatore acido–base, misurano la concentrazione idrogenionica totale, cioè titolabile, dovuta ad acidi sia forti che deboli. Junge [4], mediante misura di pH, determina la concentrazione idrogenionica attuale, che coincide con il valore di acidità forte solo nel caso in cui non siano presenti acidi deboli. Ma, generalmente nelle polveri sono presenti cationi idrolizzabili quale $Fe(H_2O)_6^{3+}$, $Al(H_2O)_6^{3+}$ ecc., per cui il valore ricavato per via potenziometrica diretta non corrisponde né a quello ottenuto per titolazione acidimetrica né al contenuto « vero » di acido forte. Attualmente l'unico metodo che riesca a determinare l'acidità forte è basato sulla titolazione potenziometrica con elettrodo a vetro e apprezzamento del punto di equivalenza mediante il metodo di Gran [5].

Il metodo consiste nel calcolare una funzione della f.e.m., E, della cella

$$(-) \quad \text{elettrodo di riferimento} \;\big|\; \text{soluzione da titolare} \;\big|\; \text{elettrodo indicatore} \quad (+)$$

che vari linearmente con il volume del titolante.

Sia V_o il volume di soluzione da titolare, con la concentrazione di acidità forte H_o e V_t i volumi crescenti di base forte di concentrazione B aggiunti nel corso della titolazione. Per ogni V_t prima del punto equivalente la concentrazione idrogenionica è data da:

$$[H^+] = \frac{H_o V_o - B V_t}{V_o + V_t}$$

Introducendo questa espressione nell'equazione del potenziale della cella si ottiene (a 25 °C).

$$\Psi = (V_o + V_t)\, 10^{\,E - E^{o\prime} - E^{j}/0{,}059} = H_o\, V_o - B V_t$$

dove:

$E^{o\prime}$ = potenziale elettrodo di riferimento + potenziale normale elettrodo indicatore

E^{j} = potenziale di contatto

Graficando Ψ in funzione di V_t si ottiene una retta (Fig. 1*a*) solo nel caso in cui siano presenti solo acidi forti. Poiché all'equivalenza $\Psi = 0$ per $V_t = (V_t)_e$, l'intersezione con l'ascissa permette di risalire alla concentrazione idrogenionica H_o. Se invece sono presenti acidi deboli si ha una deviazione dalla linearità quando ci si avvicina al punto die quivalenza (Fig. 1*b*). È questo il caso degli estratti acquosi di materiale particellare, nei quali sono presenti acidi deboli soprattutto sotto forma di acquo ioni.

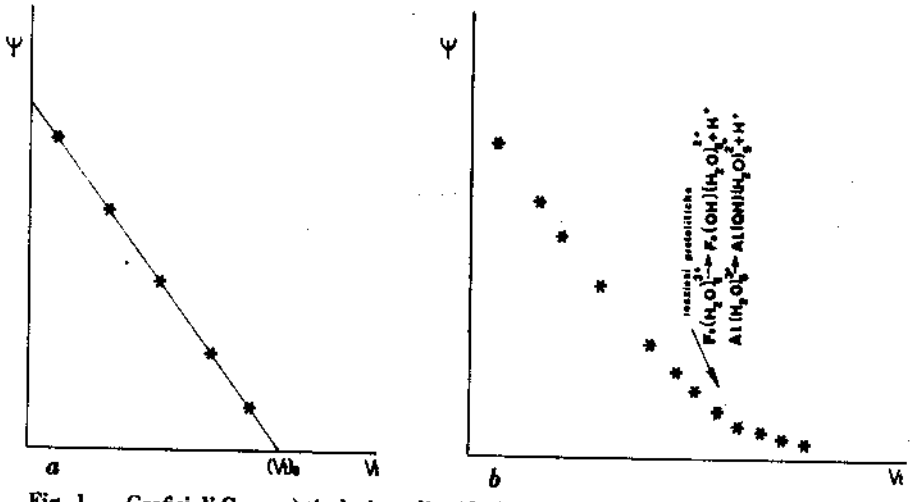

Fig. 1. — Grafici di Gran: *a*) titolazione di acido forte con base forte; *b*) titolazione di acido forte in presenza di cationi idrolizzabili.

In queste condizioni o si ricorre a un trattamento del campione con resina a scambio cationico per eliminare le specie interferenti [6] oppure il punto equivalente relativo alla titolazione dell'acido forte può essere determinato per estrapolazione del tratto lineare della curva. Nel primo caso il tempo di analisi viene notevolmente allungato e il campione sottoposto a manipolazioni; nel secondo, specialmente se il tratto lineare è poco esteso, si possono avere risultati poco accurati.

Per ovviare a questi inconvenienti si è modificato il procedimento titolando la soluzione acida, invece che con alcali, con un acido forte. In questo caso per ogni aggiunta V_t di acido di titolo H_t, la concentrazione idrogenionica è data da:

$$[H^+] = \frac{H_o V_o + H_t V_t}{V_o + V_t}$$

Inserendo questa espressione nell'equazione del potenziale della cella sopra schematizzata, si ha (a 25 °C):

$$E = E^{o'} + 0{,}059 \log \frac{H_o V_o + H_t V_t}{V_o + V_t} + E_j$$

Passando dalla forma logaritmica a quella esponenziale:

$$10^{\frac{E - E^{o'} - E_j}{0{,}059}} = \frac{H_o V_o + H_t V_t}{V_o + V_t}$$

$$\Psi' = (V_o + V_t)\ 10^{\frac{E - E^{o'} - E_j}{0{,}059}} = H_o V_o + H_t V_t$$

La funzione Ψ' varia linearmente con V_t ed estrapolando per $\Psi' = 0$ si ottiene come intersezione limite, che risulta negativa, il volume di acido titolante al punto equivalente $(V_t)_e$, e poiché:

$$H_o V_o = - H_t (V_t)_e \text{ si ha}$$

$$H_o = \frac{H_t (V_t)_e}{V_o}$$

Ai fini della estrapolazione sia $E^{o'}$ che E_j possono essere trascurati in quanto costanti nel corso della titolazione (forza ionica costante per aggiunta di un elettrolita inerte); infatti il loro contributo porterebbe ad una variazione di pendenza della retta $\Psi'(V_t)$, ma non della intersezione limite con l'asse delle ascisse per $\Psi' = 0$. Quindi la funzione Ψ' può essere così semplificata:

$$\Psi' = (V_o + V_t)\ 10^{\frac{E}{0{,}059}}$$

e per il suo calcolo è sufficiente conoscere i volumi, iniziale e delle aggiunte, e la f.e.m. della cella dopo ogni aggiunta.

PARTE SPERIMENTALE

I campioni da analizzare sono stati preparati mediante estrazione in Soxhlet di quantità pesate (150–200 mg) di polvere con 100 ml di acqua distillata e deionizzata. Un'aliquota di estratto (50 ml) è trasferita in una

cella a 4 colli. In due di essi vengono sistemati l'elettrodo indicatore (elettrodo e vetro) e quello di riferimento (elettrodo a calomelano saturo); gli altri due servono per allontanare l'anidride carbonica dalla soluzione facendovi gorgogliare un flusso di azoto; questa operazione non è necessaria se il pH iniziale del campione è inferiore a 4,5. Le misure potenziometriche sono state eseguite con un potenziometro digitale (Amel mod. 333 – Milano) avente una precisione di $\pm$ 1 mV.

Procedimento

La titolazione è condotta nel seguente modo. La soluzione in esame è agitata magneticamente e resa 0,05 M rispetto al bromuro aggiungendo KBr solido. Azoto viene fatto fluire attraverso di essa e, quindi, viene misurata la f.e.m. della cella. Il potenziale diventa costante dopo un certo tempo, la cui durata dipende dalla concentrazione di CO_2. Le letture di f.e.m. vengono fatte dopo ogni aggiunta (da 0,1 a 0,5 ml) di HCl a titolo noto. La concentrazione dell'acido titolante deve essere 50–100 volte maggiore di quella idrogenionica della soluzione in esame, calcolata in base al valore del pH. Questo intervallo di concentrazione assicura la linearità della funzione in quanto tutti gli equilibri protolitici vengono repressi.

RISULTATI

Il metodo è stato applicato alla determinazione dell'acidità forte di alcuni campioni di pulviscolo atmosferico raccolto su filtri di condizionatori d'aria e di polveri provenienti da emissioni industriali di vario tipo.

Un esempio di titolazione di un estratto acquoso di una polvere da combustione di nafta campionata al camino di una centrale elettrica (ENEL–Monfalcone) è mostrato in Fig. 2 e i relativi dati sperimentali sono riportati in Tab. 1.

Per valutare la riproducibilità del procedimento adottato sono state analizzate sei aliquote di 50 ml ciascuna di un estratto di 0,5 g della stessa polvere. La concentrazione media di acido forte è stata di 1,15 mg per 50 ml, espressa come H_2SO_4; la deviazione standard relativa è stata di $\pm$ 5 %.

La concentrazione minima di acido forte rivelabile in un campione è circa 25 μg per 50 ml corrispondente ad una soluzione di H_2SO_4 $5 \cdot 10^{-6}$ M. L'elevata sensibilità del metodo permette la misura dell'acidità forte anche nei campioni di pulviscolo atmosferico raccolti per filtrazione di piccoli volumi d'aria (3–4 m^3).

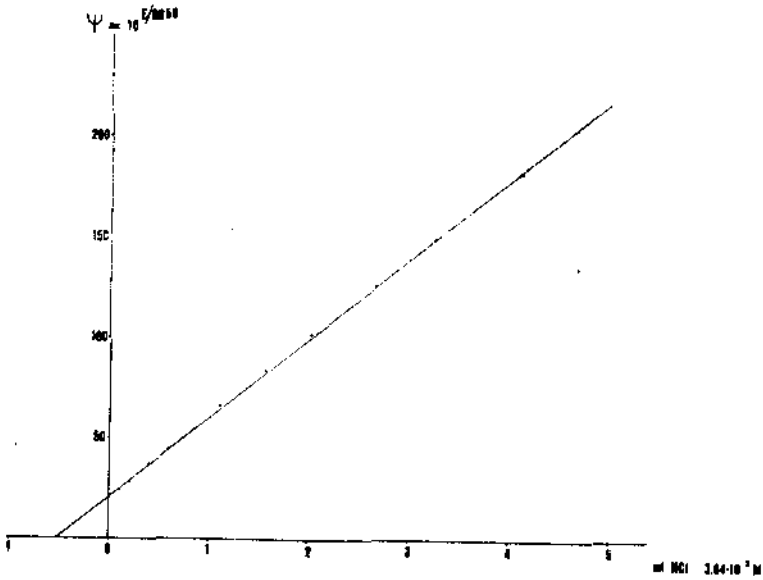

Fig. 2. — Grafico per la titolazione di un estratto acquoso di materiale particellare con acido forte.

TABELLA 1

Titolazione di un campione (50 ml) di estratto acquoso di materiale particellare

Quantità estratta: 142,7 mg
KBr aggiunto: 300 mg
Temperatura: 25 °C
Acido titolante: HCl $3{,}884 \cdot 10^{-3}$ M

V_t (ml)	E (mV)	$\psi = (V_0+V_t) \cdot 10^{E/0.059}$
0,10	200	24,0
0,20	204	28,1
0,40	211	36,9
0,60	216	44,8
0,85	221	54,5
1,10	226	66,2
1,55	232	83,6
2,00	237	101,6
2,65	243	126,4
3,25	247	149,9
4,10	252	182,1
4,65	255	204,6

$(V_t)_0 = -0{,}52$ ml

$$H_0 = \frac{0{,}52 \cdot 3{,}884 \cdot 10^{-3}}{50} = 3{,}99 \cdot 10^{-5}\ \text{M}$$

$[H^+] = 0{,}28$ meq/g polvere

Riassunto. — Viene descritto un procedimento per la determinazione dell'acidità forte contenuta nel materiale particolato. Esso consiste nell'estrazione di un campione di questo con 50 ml di acqua e nell'aggiunta a questa soluzione di aliquote di un acido forte. La titolazione viene eseguita potenziometricamente utilizzando un elettrodo a vetro ed il punto finale viene ricavato per estrapolazione secondo Gran.

La concentrazione minima di acido forte rivelabile in un campione è circa 0,5 μg/ml espressa come H_2SO_4.

Il metodo è stato applicato alla determinazione della acidità forte di estratti acquosi di pulviscolo atmosferico, e di polveri provenienti da emissioni industriali di vario tipo.

Summary (*Determination of the acidity of particulate matter in urban and industrial atmosphere*). — A new method is described for the determination of the strong acidity of particulate matter.

The method consists in the volumetric titration of an aqueous extract by means of a strong acid. The titration is performed potentiometrically using a glass electrode and the end point is obtained by extrapolation using a Gran's plot.

The lowest concentration of strong acid detectable in a sample is about 0.5 μg/ml expressed as H_2SO_4.

The method has been applied for the determination of the strong acidity content in airborne particulate matter samples and in dusts emitted from industrial sources.

BIBLIOGRAFIA

1. Brocco, D. & M. Possanzini. 1974. Lo smog fotochimico e la sua valutazione. *Riv. Combust.* **28**: 320–328.

2. Commins, B.T. 1963. Determination of particulate acid in town air. *Analyst.* **88**: 364–367.

3. West, P. W. & J. J. Chiang. 1974. Spectrophotometric determination of atmospheric acidity by means of the displacement of the equilibrium of acid – base indicators. *J. Air Pollut. Contr. Ass.* **24**: 671–673.

4. Junge, C. & G. Scheich. 1971. Determination of the acid content of aerosol particles. *Atmos. Environ.* **5**: 165–175.

5. Liberti, A. M. Possanzini, & M. Vicedomini. 1972. The determination of the non-volatile acidity of rain water by a coulometric procedure. *Analyst.* **97**: 352–356.

6. Askne, C. & C. Brosset. 1972. Determination of strong acid in precipitation, lake-water and air-borne matter. *Atmos. Environ.* **6**: 695–696.

Determinazione dell'acidità di aerosol urbani

M. A. BERTOLACCINI e L. MUSMECI

Laboratori di Chimica, Istituto Superiore di Sanità, Roma

In questi ultimi anni si è dedicata una sempre maggiore attenzione alla composizione dell'aerosol ed in particolar modo alla presenza nell'atmosfera di materiale particellare acido. Intorno alla natura dell'acido la maggior parte dei ricercatori è d'accordo nel ritenere che esso sia soprattutto acido solforico oppure sali dell'acido solforico con basi deboli.

In questa relazione esporremo i risultati delle misure dell'acidità dell'aerosol condotte a Roma in una zona urbana per un periodo di un anno. Le misure sono state eseguite secondo il metodo di Commins [1] di titolazione dell'aerosol raccolto per filtrazione dell'aria.

Prima di esporre i risultati delle misure faremo alcune osservazioni a proposito di questo metodo.

Commins aveva filtrato l'aria attraverso filtri di carta Whatman 1 la cui superficie effettiva di filtrazione aveva il diametro di un pollice, impiegando un flusso di aria di circa 30 l/min; il periodo di campionamento variava da 1 a 6 ore; per quanto riguarda la titolazione dell'aerosol raccolto sul filtro, egli aveva osservato che si ottenevano risultati più elevati con il metodo della titolazione di ritorno. Commins aveva attribuito ciò al fatto che nell'aerosol raccolto sul filtro erano presenti sostanze basiche che si scioglievano lentamente nella soluzione di indicatore e che reagivano con le particelle acide; nella titolazione di ritorno invece le particelle acide reagiscono immediatamente con la soluzione alcalina e perciò non sono più disponibili per eventuali reazioni con sostanze basiche contenute nelle polveri.

Questo metodo non offre nessuna indicazione a proposito della natura dell'acido contenuto nell'aerosol, anche se Commins ha espresso tale acidità come acido solforico: potrebbe trattarsi in effetti sia di un acido fisso, come per esempio l'acido solforico, sia di un acido gassoso, come l'acido cloridrico, sciolti in piccolissime goccioline di acqua (aerosol liquido) oppure legati in qualche modo alle particelle solide. Inoltre bisogna tener presente che la raccolta di un campione di aerosol per filtrazione porta inevitabilmente ad una alterazione dell'aerosol che passa da una condizione di estrema disper-

sione nell'aria ad una condizione molto diversa. In prima approssimazione potremmo indicare tre processi di alterazione delle particelle per effetto della filtrazione: reazioni delle diverse particelle tra loro, comprendenti sia reazioni chimiche vere e proprie sia processi fisici di aggregazione; modificazione delle particelle, siano esse liquide o solide, per scambio di umidità con il filtro; modificazione delle particelle per effetto del dilavamento con aria.

Nelle prove preliminari per la determinazione dell'acidità dell'aerosol a Roma con il metodo di Commins ci siamo resi conto che i valori di acidità misurati erano sensibilmente diversi a seconda delle condizioni di prelevamento dei campioni e che dipendevano dal tipo di filtro impiegato, dal flusso dell'aria e dalla durata del campionamento. Per accertare l'influenza delle condizioni di campionamento sono state eseguite in parallelo delle determinazioni di acidità dell'aerosol nelle quali veniva variato uno solo dei fattori in esame, mantenendo gli altri esattamente uguali e, ovviamente, anche il metodo analitico.

I risultati delle prove di confronto sono stati riassunti nella Tab. 1.

Tipo di filtro. — I risultati delle prove di confronto tra filtri a membrana di acetato di cellulosa e filtri di carta Whatman 1 (settore *a* della Tab. 1) hanno portato alla conclusione che l'acidità raccolta impiegando il primo tipo di filtro è più elevata di quella raccolta sui filtri di carta. Questo potrebbe essere messo in relazione con il fatto che i filtri di carta contengono una maggiore percentuale di umidità che può creare delle condizioni favorevoli ad una parziale neutralizzazione dell'acido da parte dei componenti alcalini delle polveri.

Flusso dell'aria attraverso il filtro. — Abbiamo condotto una serie di prove prelevando contemporaneamente alcuni campioni, variando il flusso di filtrazione dell'aria da 0,5 a 1,7 m^3/ora e mantenendo costanti le altre condizioni di prelevamento (filtri a membrana di cellulosa, durata del campionamento) e si è potuto osservare che l'acidità dell'aerosol risultava più elevata quanto più il flusso dell'aria era basso. Naturalmente la quantità assoluta di acidità raccolta nel secondo caso è più elevata essendo stata raccolta una quantità maggiore di aerosol.

Durata del prelevamento. — Si è osservato che l'acidità dell'aerosol diminuisce con il prolungarsi della durata del prelevamento. Così i valori di acidità dell'aerosol ottenuti con periodo di campionamento di 48 ore sono inferiori alla media di due determinazioni di 24 ore ciascuna. Se la durata del campionamento è inferiore a 24 ore si ottengono valori di acidità più elevati.

TABELLA 1

Influenza delle condizioni di prelevamento dei campioni nella determinazione dell'acidità dell'aerosol con il metodo di Commins

	SERIE DI PROVE	Flusso m^3/ora	Durata del prelievo, in ore	Tipo di filtro	Differenza % acidità aerosol
a	I	0,5	24	What. 1 Ac. Cell.	— 15
	II	1,0	24	What. 1 Ac. Cell.	— 15
	III	1,7	14	What. 1 Ac. Cell.	— 30
b	IV	1,0 1,7	20	Ac. Cell.	— 20
	V	1,0 0,7	12	Ac. Cell.	+ 16
	VI	1,0 0,5	20	Ac. Cell.	+ 30
	VII	0,5 1,0 1,5	24	Ac. Cell.	+ 25 — 23
c	VIII	0,5	48 24×2	Ac. Cell.	— 25
	IX	1,0	24 12×2	Ac. Cell.	+ 28
	X	0,6	24 12×2	Ac. Cell.	+ 20
	XI	0,5	24 8×3	Ac. Cell.	+ 30
	XII	1,0	24 12×2	Ac. Cell.	+ 32

Le prove della serie *a* sono state eseguite prelevando contemporaneamente due campioni di aerosol nelle stesse condizioni di flusso e di durata di campionamento; uno dei due campioni veniva raccolto con un filtro a membrana di acetato di cellulosa di porosità 0,8 μ, l'altro con un filtro di carta Whatman 1. Le differenze percentuali di acidità sono state calcolate rispetto al campione raccolto con il filtro a membrana.

Le prove della serie *b* sono state eseguite prelevando contemporaneamente due o più campioni, uno con un flusso pari a 1,0 m^3/ora, gli altri con flussi diversi. Le differenze percentuali di acidità sono state calcolate rispetto al campione prelevato con il flusso di 1,0 m^3/ora.

Le prove della serie *c* sono state eseguite prelevando un campione per 48 oppure 24 ore e contemporaneamente 2 o 3 campioni consecutivi di durata complessiva pari a quella del primo campione. Le differenze percentuali di acidità sono state calcolate rispetto al campione prelevato per 24 ore.

Dall'insieme delle prove condotte si può concludere che la misura dell'acidità dell'aerosol con il metodo di Commins può portare a risultati diversi a seconda delle condizioni di prelevamento dei campioni; per avere dati tra loro confrontabili è necessario operare in condizioni di flusso e di durata del campionamento strettamente controllate.

Le misure di acidità dell'aerosol riportate nella presente relazione sono state condotte con il metodo di Commins per titolazione di ritorno impiegando per la titolazione l'intero filtro, data la esigua quantità di acido che veniva raccolta.

Per la filtrazione dell'aria sono stati impiegati filtri a membrana di acetato di cellulosa di porosità 0,8 μ, con superficie effettiva di filtrazione di 9,1 cm^2; il flusso dell'aria era di 1 m^3/ora e la durata del prelievo di 24 ore; quest'ultima è stata scelta in base ad un criterio di uniformità con le misure di altri inquinanti, che in genere vengono misurati come medie di 24 ore; il flusso di 1 m^3/ora è stato dettato dalla necessità di raccogliere una quantità di acidità tale da poter essere misurata. Un campione di aerosol raccolto in queste condizioni in genere richiede per la titolazione 0,1–0,5 ml di base 0,01 N.

La postazione di prelievo dei campioni era situata lungo una strada urbana a 4 m dal bordo del marciapiede ed ad una altezza dal suolo di m 1,5; per una descrizione dettagliata della zona intorno alla postazione di prelievo si rimanda alla relazione sull'andamento delle polveri sospese in una zona urbana presentata a questo stesso convegno [2].

Le misure di acidità dell'aerosol sono state condotte per un anno a partire dal luglio 1974. I risultati delle misure, espressi come $\mu g\ H_2SO_4/m^3$, sono raccolti nella Tab. 2 che riporta le medie mensili nonché il valore massimo ed il valore minimo riscontrato nel mese. Dai dati della Tab. 2 si possono ricavare le seguenti osservazioni: il rapporto tra la concentrazione media mensile più elevata (riscontrata nel mese di dicembre) e la concentrazione media mensile più bassa (riscontrata nei mesi di settembre e di aprile) è circa 2; le concentrazioni medie mensili più elevate sono state riscontrate in alcuni mesi invernali (dicembre e gennaio) ed in alcuni mesi estivi (luglio ed agosto), mentre le concentrazioni medie mensili più basse sono state riscontrate nei periodi autunnale e primaverile, caratterizzati da precipitazioni abbondanti [3].

Dai dati della Tab. 2 inoltre si può dedurre che l'andamento annuale dell'acidità dell'aerosol è molto diverso da quello delle polveri sospese. Infatti quest'ultimo nelle zone urbane è caratterizzato da concentrazioni di polveri molto elevate durante il periodo invernale e relativamente basse durante il periodo estivo; tale andamento tipicamente stagionale non compare invece per l'acidità dell'aerosol.

TABELLA 2

Concentrazioni medie mensili dell'acidità dell'aerosol

MESE	Conc. media $\mu g\ H_2SO_4/m^3$	Conc. massima $\mu g\ H_2SO_4/m^3$	Conc. minima $\mu g\ H_2SO_4/m^3$
Luglio	5,4	8,3	3,1
Agosto	4,8	7,0	2,4
Settembre	3,1	8,2	0,9
Ottobre	3,6	5,1	2,1
Novembre	3,2	5,2	2,0
Dicembre	5,9	8,5	2,0
Gennaio	5,6	8,5	2,0
Febbraio	4,3	7,4	1,2
Marzo	4,6	6,3	2,2
Aprile	3,1	4,7	1,0
Maggio	3,6	5,9	2,0
Giugno	4,3	5,8	2,3

Concentrazione media annuale: 4,3 $\mu g\ H_2SO_4/m^3$.

Per una migliore visione delle relazioni tra la concentrazione delle polveri sospese, dell'acidità dell'aerosol e della piovosità, nella Fig. 1 ne abbiamo riportato gli andamenti annuali. Tutti i dati riportati nella figura si riferiscono al periodo dal luglio 1974 al giugno 1975.

Dai grafici della Fig. 1 appare che l'andamento della acidità dell'aerosol è inverso rispetto a quello della piovosità; infatti il periodo estivo (luglio e agosto) è caratterizzato da assenza o quasi di precipitazioni e da valori elevati di acidità; nei mesi successivi (da settembre a novembre) si ha un notevole aumento della piovosità in concomitanza con una diminuzione della acidità dell'aerosol; quest'ultima aumenta di nuovo nei mesi invernali (dicembre e gennaio) caratterizzati da precipitazioni più scarse rispetto al periodo autunnale e diminuisce di nuovo in primavera, quando le precipitazioni sono più abbondanti.

Per quanto riguarda gli andamenti dell'acidità dell'aerosol e delle polveri sospese, dalla Fig. 1 si può vedere che è possibile distinguere un periodo estate–autunno (da luglio a novembre) durante il quale i due andamenti sono opposti, con graduale aumento delle polveri sospese e contemporaneamente graduale diminuzione dell'acidità dell'aerosol, ed un periodo inverno–primavera (da dicembre ad aprile) durante i quali i due andamenti sono quasi paralleli.

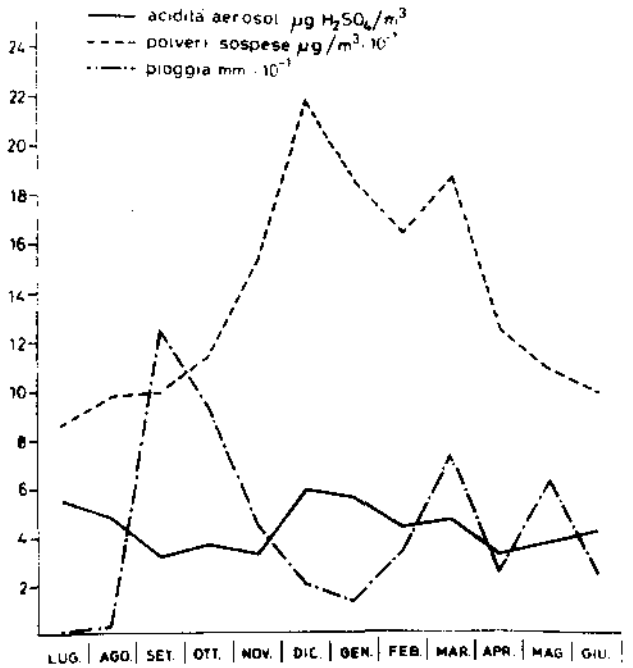

Fig. 1. — Andamento delle concentrazioni medie mensili della acidità dell'aerosol, delle polveri sospese e delle precipitazioni (luglio 1974 – giugno 1975).

Sulle ragioni della diversità dei due andamenti si possono avanzare svariate ipotesi, quali per esempio che i processi che portano alla formazione di aerosol acidi siano diversi da quelli che portano alla formazione di polveri sospese [4], oppure che il materiale particellare acido sia associato a goccioline acquose i cui meccanismi di abbattimento, legati al contenuto di umidità dell'atmosfera ed alla pioggia, siano diversi dai meccanismi di abbattimento delle polveri sospese [5].

Per studi più approfonditi sulla composizione e sugli andamenti degli aerosol acidi nelle zone urbane si dovrà ricorrere a metodiche analitiche più raffinate del metodo di Commins che consente di misurare l'acidità dell'aerosol unicamente come il risultato della interazione di componenti molto diversi tra loro dal punto di vista chimico e fisico.

Una ulteriore conferma del fatto che l'andamento dell'acidità dell'aerosol atmosferico è molto diverso da quello delle polveri sospese è dato dalla Fig. 2 dove sono riportati alcuni esempi di andamento dei due inquinanti nell'arco della giornata. Le misure di acidità riportate nella Fig. 2 sono state eseguite con gli stessi criteri esposti nella relazione sull'andamento delle polveri sospese in zona urbana [2]; nel caso dell'acidità dell'aerosol bisogna aggiungere che i valori ottenuti con le misure cicliche non sono confrontabili

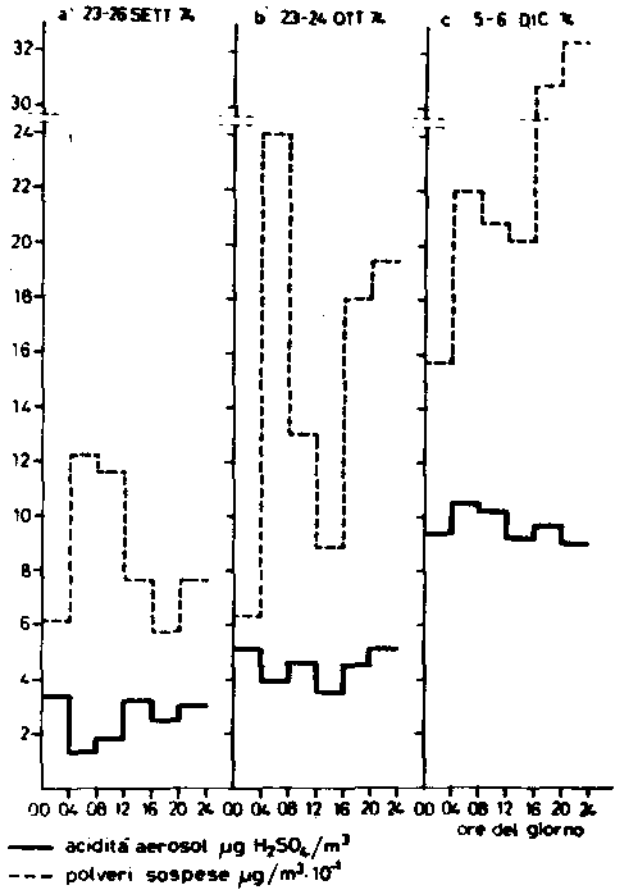

Fig. 2. — Andamento delle concentrazioni dell'acidità dell'aerosol e delle polveri sospese nelle 24 ore.

con i risultati delle misure di 24 ore perché la durata del campionamento è diversa. Come si vede dalla figura, l'acidità dell'aerosol si mantiene quasi costante per tutta la giornata, al contrario delle polveri sospese che mostrano concentrazioni minime e concentrazioni di punta ben individuabili.

Come ultima osservazione infine, ci sembra opportuno mettere in evidenza che, sebbene dai grafici delle Fig. 1 e 2 i livelli di acidità dell'aerosol del periodo estivo (luglio e agosto) e del periodo invernale (dicembre e gennaio) appaiono circa uguali, in realtà, se si calcola la concentrazione dell'acido non in valore assoluto come μg di acido solforico per m^3 ma in termini di percentuale di acido nel materiale particellare, si può osservare un andamento molto diverso, come appare evidente dalla Fig. 3. La percentuale di acidità nelle polveri sospese ha infatti un chiaro andamento stagionale ed è nettamente piú elevata nel periodo estivo che nel periodo invernale.

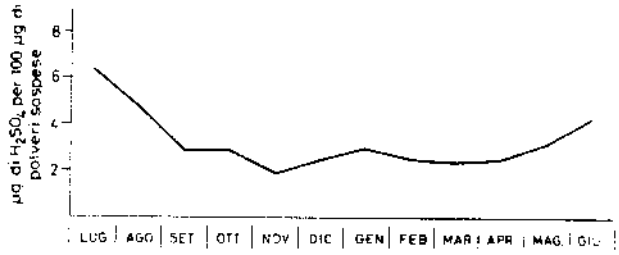

Fig. 3. — Contenuto percentuale di acidità nelle polveri sospese: medie mensili dal luglio 1974 al giugno 1975.

Riassunto. — Viene preso in esame il metodo di Commins per la determinazione dell'acidità dell'aerosol ed in particolare l'influenza delle condizioni di prelevamento dei campioni sui risultati delle misure.

Il metodo di Commins è stato utilizzato per il rilevamento dell'acidità dell'aerosol a Roma per un periodo di un anno; l'andamento dell'acidità dell'aerosol è messo in relazione con quello delle polveri sospese e della piovosità.

Summary (*Determination of aerosol acidity*). — The determination of the particulate acidity by the Commins method has been evaluated in order to examine the influence of sampling conditions on the results of the measurements.

This method, which requires controlled and restricted sampling conditions, has been used for the determination of acid particulate in Rome over a period of one year. The monthly average concentration of the acid particulate are related to the suspended particulate and atmospheric precipitation.

BIBLIOGRAFIA

1. Commins, B. T. 1963. Determination of particulate acid in town air. *Analyst* **88**: 364–367.

2. Cerquiglini Monteriolo, S. & M. A. Bertolaccini. 1976. Andamento del materiale in sospensione nell'aria in una zona urbana. In questi Atti: pp. 137–144.

3. Junge, C. & G. Scheich. 1971. Determination of the acid content of aerosol particles. *Atmos. Environ.* **5**: 165–175.

4. Bufalini, M. 1971. *Environ. Sci. Technol.* **5**: 685–700.

5. Granat, L. 1972. On the relation between pH and the chemical composition in atmospheric precipitation. *Tellus.* **24**: 550–560

Deposizione intrapolmonare delle particelle submicroniche

C. BOFFA (*a*), A. BERRA (*b*) e G. F. RUBINO (*b*)

(*a*) *Istituto di Fisica Tecnica e Impianti Nucleari del Politecnico di Torino*
(*b*) *Istituto di Medicina del Lavoro dell'Università di Torino*

INTRODUZIONE

Come è noto la valutazione della polverosità ambientale è influenzata dai metodi di misura impiegati [1]. Inoltre, il giudizio di nocività per l'uomo, richiesto negli ambienti inquinati da polveri, può variare ampiamente in funzione della distribuzione intrapolmonare di queste. La distribuzione, infine, è approssimativamente prevedibile in base alla granulometria delle particelle e alla geometria dell'albero bronchiale [2].

Attualmente l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH 1974) [3] considera « respirabili », secondo i criteri espressi nel 1964 dal British Medical Council [4], le polveri fibrogene di diametro compreso tra i 5 e 0,5 μm, mentre nella tabella dei TLV per le particelle « moleste » non caratterizzate da azione spiccatamente sclerogena, ma ugualmente dotate di azione biologica, la quota considerata è quella di diametro aerodinamico inferiore a 7 μm, senza che venga indicato alcun limite inferiore granulometrico.

In questo anno — 1975 — l'AIDII [5] ha proposto nella tabella italiana dei MAC delle polveri un MAC numerico riferito alle particelle comprese tra 0,7 e 5 μm. Nella stessa tabella per « respirabile » si intende la frazione delle polveri atmosferiche che non viene trattenuta da un preselettore ad elutriazione il quale si lascia attraversare dal 90 % delle particelle con diametro aerodinamico uguale o inferiore a 2 μm. Non viene fatto riferimento specifico a particelle submicroniche.

Sappiamo bene che il trascurare la quota di diametro aerodinamico inferiore a 0,5 μm non ha praticamente effetto sulle misure ponderali, in quanto tale frazione può rappresentare meno dell'1 % in peso delle polveri atmosferiche.

Tuttavia la frazione più fine, non rilevabile coi metodi ottici tradizionali, rappresentando più del 90 % del numero totale di particelle (Fig. 1), può acquistare una importanza rilevante quando si tratti di sostanze dotate di elevata attività biologica (come le particelle di radionuclidi [6], gli aerosol batterici [7], i composti macromolecolari irritanti o altamente tossici [8],

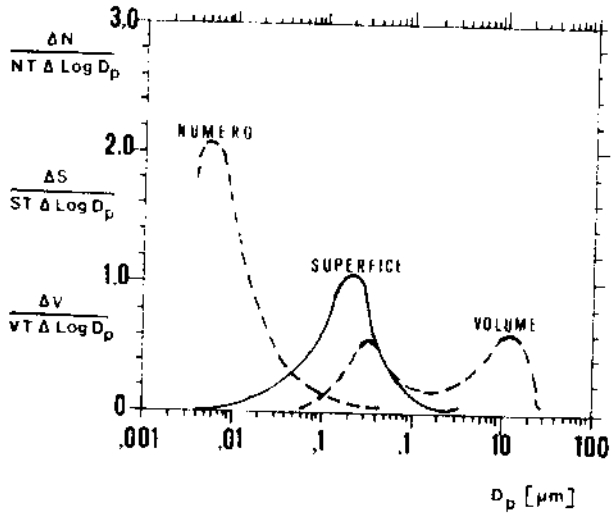

Fig. 1. — Distribuzione spettrale del numero, dell'area e del volume delle particelle sospese in una tipica atmosfera urbana.

gli agenti corpuscolati con proprietà antigenica sito–dipendente [9]), che possono esplicare la loro azione anche in funzione delle zone polmonari raggiunte, tenuto conto che l'intensità dell'azione sistemica esplicata dalle sostanze solubili aumenta con l'estensione della superficie di assorbimento del polmone che le particelle riescono a raggiungere; mentre, per quanto riguarda le particelle insolubili queste verranno trattenute nel polmone quando raggiungono i fagociti alveolari.

Ne deriva che l'azione patogena conseguente alla deposizione può raggiungere un massimo in corrispondenza della superficie alveolare e dei bronchi più distali e risulterà meno intensa lungo le vie aeree prossimali dove il tempo di contatto è minore e la velocità della *clearance* mucocigliare è maggiore, come nella trachea, caratterizzata da un emiperiodo di *clearance* di 30 min pari a 1/8–1/10 dell'emiperiodo dei bronchi segmentari [10].

Poiché l'effetto biologico è funzione del livello broncopolmonare al quale le particelle inalate si depositano, il criterio di « respirabilità » di queste e quindi il giudizio di nocività umana di un ambiente polveroso dovrà tenere conto dei meccanismi di deposizione intrapolmonare che sono: l'impatto inerziale, la sedimentazione gravitazionale e la deposizione per diffusione [11–13].

Le leggi fisiche che descrivono questi fenomeni ci indicano che le principali variabili da considerare sono: il diametro aerodinamico delle particelle (ossia il diametro della sfera di equivalente densità unitaria) e la velocità delle correnti gassose nelle quali le particelle sono sospese.

In linea di massima si può affermare che le particelle più grandi, di diametro superiore a 5 μm si depositano per impatto, quelle di dimensioni comprese tra 5 e 0,1 μm per sedimentazione e quelle di diametro inferiore a 0,1 per diffusione [2, 14].

In pratica i tre meccanismi di deposizione si combinano variamente tra loro lungo tutto l'apparato respiratorio, sicché particelle dello stesso diametro, entro limiti molto ampi, possono depositarsi nei polmoni a diversi livelli di profondità e con meccanismo differente.

Tuttavia si può affermare che un aumento della velocità lineare del gas di trasporto provocherà un aumento della deposizione per impatto rispetto alla deposizione per sedimentazione. Questi fenomeni interesseranno soprattutto la zona conduttiva, che si estende sino all'ottava generazione di bronchi nel modello simmetrico di Weibel [15]; viceversa, nella stessa zona, aumenterà la frazione sedimentata quando diminuirà la velocità dell'aria inspirata, mentre nella zona respiratoria dove la velocità dell'aria è largamente indipendente dal regime di ventilazione [12] e nella quale il trasferimento gassoso avviene prevalentemente per diffusione sarà la geometria bronco–alveolare ad influenzare prevalentemente la deposizione per diffusione.

Sebbene la estrema variabilità morfologica delle strutture bronco–alveolari normali differenzi significativamente il polmone reale dai vari modelli ideali proposti [16–18], il confronto dei dati sperimentali di distribuzione intrapolmonare di gas e particelle con i risultati di calcoli teorici mostra un accettabile accordo tra le due procedure quando si applichino a modelli polmonari pluri–compartimentali gli enunciati di Findeisen–Landahl–Beeckmans.

Purtroppo i comuni metodi sperimentali di rilevazione delle particelle inalabili non consentono di studiare agevolmente il comportamento di particelle submicroniche di diametro inferiore a 0,5 μm, per cui le informazioni sulla deposizione intrapolmonare delle particelle più fini sono scarse e controverse. Infatti, i più recenti studi non confermano l'esistenza di una grandezza–limite di particelle caratterizzata da una deposizione trascurabile [19].

Lo studio delle particelle di diametro compreso tra 1 e 0,01 μm, la cui deposizione polmonare può provocare effetti patologici, assume particolare importanza quando si pensi che in tale intervallo di dimensioni si trovano, accanto al cosiddetto limite inferiore delle particelle inalabili, le particelle del fumo del tabacco, i nuclei di condensazione che caratterizzano l'inquinamento prodotto dalle immissioni, gli ossidi metallici prodotti dalle lavorazioni siderurgiche, la fuliggine, lo *smog*, le sospensioni solforiche in atmosfera, in altre parole i contaminanti più pericolosi e fastidiosi dell'atmosfera.

Inoltre, essendo le dimensioni di queste particelle dello stesso ordine di grandezza della lunghezza d'onda della luce (0,48 ÷ 0,78 μm) ne deriva che,

da un lato, esse sono le principali responsabili della riduzione della visibilità atmosferica e dall'altro non sono individuabili con i metodi ottici, i quali consentono la rilevazione delle sole particelle che hanno dimensioni maggiori della lunghezza d'onda della luce visibile.

Queste particelle submicroniche sono caratterizzate da piccola inerzia, bassa velocità di sedimentazione, intensi moti browniani e carica elettrica in genere nulla. Tali caratteristiche fanno sì che le particelle finissime sfuggano alle rilevazioni che si effettuano secondo le tecniche tradizionali.

In particolare, come già detto, non incidono nella determinazione per pesata e non possono essere classificate granulometricamente con sufficiente precisione mediante microscopi ottici, classificatori a centrifugazione, a impatto, a elutriazione [20], i cui campi di misura scendono sino a poco meno di 1 μm.

Solo il microscopio elettronico consente misure assolute a diametro submicronico, ma la procedura presenta i noti svantaggi: costo molto elevato, laboriosità delle misure e difficoltà di campionamento.

PARTE SPERIMENTALE

Metodo di rilevamento

Una soluzione al problema del conteggio delle particelle è stata trovata recentemente sfruttando il fenomeno dell'ablazione prodotto da getti di plasma su materiali porosi raffreddati per traspirazione [21]. In tal modo è possibile generare aerosoli campione, costituiti da particelle submicroniche di caratteristiche ben definite, aventi tutte lo stesso diametro noto con precisione.

Questi aerosoli submicronici monodispersi sono indispensabili per la taratura degli strumenti di misura e per gli studi sperimentali sul comportamento delle particelle submicroniche stesse.

È da segnalare che mediante il generatore a getto di plasma (*), date le alte temperature della sorgente termica è possibile riscaldare alla temperatura di ablazione anche materiali metallici ad alto punto di fusione e materiali refrattari.

(*) Più in particolare si tratta di un dispositivo nel quale un getto di plasma a pressione atmosferica, ossia un getto di gas ionizzato a temperatura dell'ordine di 10.000 °K, viene utilizzato come sorgente di energia termica per riscaldare una matrice porosa, costituita dal materiale di cui si vogliono generare le particelle. La matrice, portata ad alta temperatura dal plasma, si consuma dando luogo a particelle il cui diametro, perfettamente uniforme, è funzione della temperatura della matrice. La temperatura viene controllata e mantenuta al valore desiderato facendo traspirare attraverso la stessa matrice porosa una portata opportuna di gas inerte. Questo processo di sublimazione e/o evaporazione, che avviene in presenza del getto di plasma e del flusso di gas di traspirazione, è indicato col termine di « ablazione » [22].

Dato il meccanismo di produzione è possibile ottenere particelle solide o liquide di sostanze inalabili di dimensione variabile a piacere tra 0,01 e 1 μm.

Una volta generate le particelle di taratura, il problema di misurare le concentrazioni e la granulometria delle particelle submicroniche può essere risolto, secondo un metodo anche esso di recente sviluppo: ricavando le dimensioni delle particelle dalla misura della loro mobilità elettrica e confrontando quest'ultima con la mobilità degli aerosoli monodispersi di taratura (*) [23].

Tecnica di misura

Utilizzando il classificatore elettrostatico tarato con il generatore di particelle monodisperse, descritti in precedenza, sono stati rilevati nell'aria inspirata ed espirata i valori assoluti della granulometria delle particelle in sospensione per unità di volume di aria, ossia si è misurato il numero di particelle in funzione delle dimensioni delle particelle stesse, allo scopo di ricavare la quota trattenuta dal polmone per ogni dimensione di particelle.

Questo lavoro fornisce una prima serie di dati sperimentali relativi alla ritenzione polmonare delle particelle submicroniche comprese nell'intervallo di dimensioni tra 0,05 e 1 μm.

Le misure sono state eseguite durante respirazione tranquilla in 3 soggetti normali, non fumatori, di sesso maschile, di età compresa tra 24/44 anni, i cui dati di funzionalità respiratoria sono riportati nella Tab. 1.

L'indagine è volta a misurare la percentuale di deposizione delle particelle submicroniche in funzione delle dimensioni e quindi a verificare l'esistenza di valori-limite al disotto dei quali la deposizione intrapolmonare è trascurabile.

L'apparecchiatura sperimentale comprende l'analizzatore di mobilità per il conteggio delle particelle submicroniche, due camere di ristagno ad atmosfera controllata, un complesso ventilatore-filtro assoluto per la produzione di aria « pulita », un sistema *bag in box* per la misura dei volumi inspirati, un apparecchio per aspirazione di quantità note di fumo di sigaretta e la loro immissione in una camera di ristagno, termocoppie, rotametri,

---

(*) L'apparecchio di misura comprende una zona di carica, in cui le particelle degli aerosoli assumono cariche elettriche attraversando una scarica a corona, e una zona di precipitazione formata da un campo elettrico continuo, di intensità variabile a piacere, in cui le particelle previamente caricate sono convogliate.

Qui le particelle, il cui numero di cariche elettriche assunto nella zona di carica dipende dalle dimensioni, sono contemporaneamente sottoposte a una forza elettrica che tende a farle precipitare contro la parete del condotto e ad una forza di trascinamento di natura aerodinamica che tende a mantenerle in sospensione. Poiché l'intensità delle forze elettriche di precipitazione dipende dal numero di cariche elettriche assunte, è possibile classificare le dimensioni delle particelle in funzione del loro comportamento nel sistema.

TABELLA I

Esame della funzione respiratoria dei volontari utilizzati nelle prove

	C. V. (ml) %	V. R. (ml) %	C. P. T. %	V. R./ C. P. T. %	4ª Fase/ C. V. %	Cl. Cap./ C. P. T. %	Flusso (75% C. V.) (ml/sec)
B. C.	6.490 (109,0)	1.250 (71,4)	7.740 (102,0)	16,1	4,9	20,3	2.000
R. D. . . .	3.740 (76,6)	1.600 (106,0)	5.340 (83,8)	30,0	14,4	40,1	1.800
B. A. . . .	5.890 (102,0)	2.430 (126,6)	8.320 (108,1)	29,2	13,0	37,6	1.100

Tra parentesi figurano i valori percentuali delle misure riferiti ai valori teorici proposti dalla CECA.

registratori e altri strumenti di base messi a punto presso l'Istituto di Fisica Tecnica del Politecnico di Torino.

Le camere di ristagno utilizzate sono di forma parallelepipeda, di volume pari rispettivamente a circa 2,4 m^3 e a 0,25 m^3 con pareti in polivinilcloruro (PVC). Esse possono essere poste in comunicazione con l'esterno attraverso manichette di varie dimensioni chiudibili ermeticamente; all'interno di ogni camera è situato un piccolo ventilatore, necessario per un mescolamento uniforme dei fumi all'interno della camera stessa.

Il materiale costituente le pareti è stato trattato per ridurre le interazioni di natura elettrostatica tra le pareti e le particelle dell'aerosol contenute nella camera.

Il metodo di misura adottato può essere schematizzato come segue:

– si lavano le due camere con aria pulita proveniente dal sistema ventilatore-filtro assoluto;

– si controlla che il lavaggio sia stato sufficiente, determinando con l'analizzatore di mobilità la distribuzione delle concentrazioni delle particelle ancora presenti in funzione del loro diametro mediante una pompa di Bacharach opportunamente modificata;

– si aspirano, in tempi noti, quantità note di fumo da una sigaretta, che brucia in aria pulita, e si immettono in una delle camere di ristagno.

Dopo un intervallo di tempo noto e determinato con opportune misure preliminari, necessario per ottenere un miscelamento uniforme, si determina la granulometria del fumo, ora diluito, presente nella camera di ristagno.

A questo punto il soggetto in esame, dopo avere compiuto una serie di inspirazioni di aria pulita, aspira attraverso la bocca i fumi diluiti contenuti nella camera e li espira introducendoli, mediante un semplice sistema privo di valvole e di spazio morto, nella seconda camera di ristagno (*). Quest'ultima è stata preventivamente lavata con aria pulita e si è controllato che il lavaggio preliminare fosse sufficiente, misurando la distribuzione della concentrazione delle particelle ancora presenti.

La concentrazione degli aerosoli espirati e introdotti nella camera espiratoria di ristagno viene immediatamente determinata in funzione del diametro delle particelle. Ogni determinazione granulometrica è stata ripetuta più volte a distanza di 24 ore per ridurre al minimo gli errori sperimentali e per verificare la riproducibilità dei risultati.

Data la mole dei dati da esaminare i valori dell'analizzatore di mobilità vengono elaborati elettronicamente mediante un calcolatore Philips 860. La distribuzione del numero, della superficie e del volume delle particelle stesse in funzione delle dimensioni vengono direttamente diagrammate dal calcolatore.

RISULTATI

Esempi dei dati sperimentali ottenuti sono riportati nelle Fig. 2 e 3. In esse sono indicati i valori dn/dD_p della concentrazione spettrale granulometrica delle particelle in funzione del loro diametro medio, D_p; nelle figure sono riportati i dati relativi alle particelle inspirate ed espirate.

Ogni figura si riferisce ad un diverso soggetto e riporta i valori ottenuti in giorni differenti mantenendo costanti le condizioni sperimentali (concentrazione di particelle inspirate, frequenza respiratoria, volume corrente, tempo di apnea inspiratoria, livello espiratorio di riposo).

I risultati mostrano una buona ripetibilità anche per particelle di dimensioni sino a 0,07 μm, confermando la validità della tecnica di misura adottata. Dalle stesse figure è possibile, confrontando i valori dn/dD_p dello aerosol espirato ed inspirato, per un dato valore di D_p, determinare la percentuale di particelle trattenute in funzione del diametro.

I risultati sono riportati in Fig. 4 e si riferiscono a tutte le prove effettuate nella presente indagine su tutti i soggetti esaminati; fanno riferimento in particolare anche ai dati riportati nelle Fig. 2 e 3. I tratti verticali indicano la dispersione dei dati ottenuti nelle prove effettuate.

(*) La prova viene eseguita respirando per 2 min alla frequenza di 15 atti/min, con un volume corrente di 1.000 ml, ed un tempo di apnea inspiratoria di circa 2 sec, mantenendo costante il livello espiratorio di riposo.

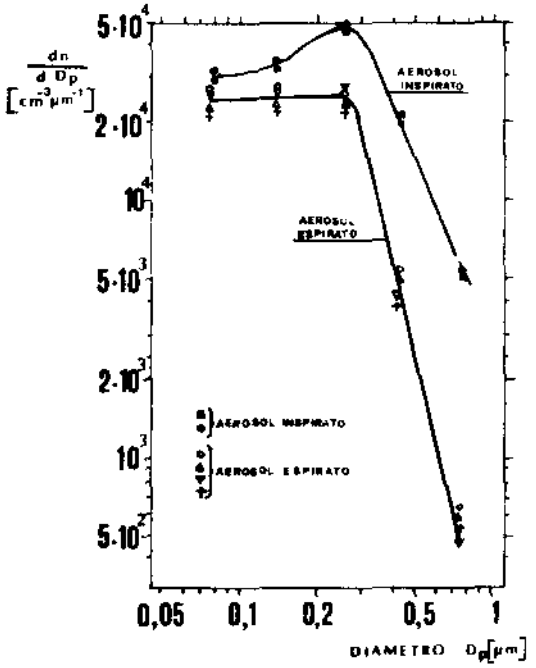

Fig. 2. — Distribuzione della concentrazione degli aerosoli inspirati ed espirati in funzione delle loro dimensioni.

Dalla Fig. 4 si nota che, in corrispondenza del valore di 0,5 µm — considerato un valore limite inferiore delle particelle inalabili —, oltre il 70 % delle particelle viene trattenuto nel nostro apparato respiratorio.

Per valori di diametro inferiori a 0,1 µm la percentuale trattenuta è risultata pari a circa il 20 %.

CONCLUSIONI

Si può concludere che non sono accettabili per le particelle « respirabili » valori « limite » corrispondenti a una deposizione nulla, almeno fino al diametro di 0,07 µm.

La deposizione intrapolmonare delle particelle di diametro inferiore a 0,5 µm da noi riscontrata è in accordo con i dati sperimentali [24–31] e con i risultati dei calcoli teorici [19] più recentemente forniti dalla letteratura.

Da molti AA. viene segnalata, per le particelle più piccole, la possibilità di oltrepassare il tratto nasofaringeo e le prime vie tracheobronchiali, mentre le zone polmonari più distali e a più lenta *clearance* appaiono essere il luogo della deposizione di una cospicua frazione delle particelle di diametro minimo [33].

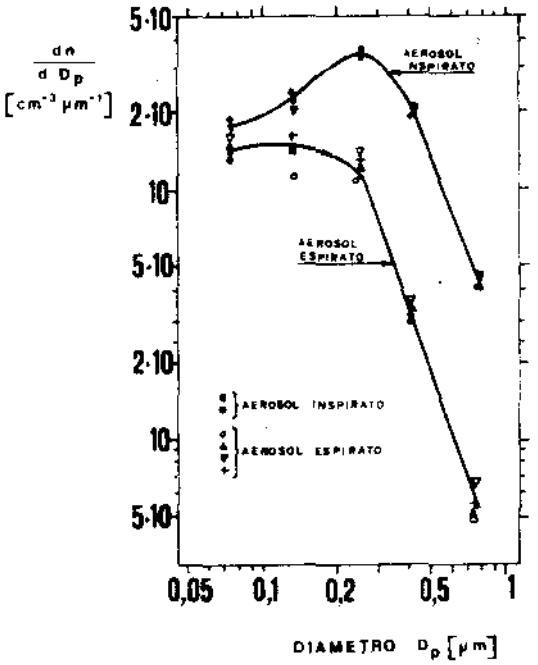

Fig. 3. — Distribuzione della concentrazione degli aerosoli inspirati ed espirati in funzione delle loro dimensioni.

Tuttavia l'ampia variabilità della deposizione delle particelle riscontrata nei polmoni dei volontari normali utilizzati nelle prove, la diversità dei regimi di ventilazione adottati, la differente densità delle particelle ed i differenti metodi impiegati nella rilevazione di queste non permettono il confronto diretto tra i dati comunicati dai vari AA.

Nella Tab. 2 sono indicate talune delle diverse condizioni sperimentali che caratterizzano le ricerche sopracitate, i cui risultati sono riportati nella Fig. 5. In essa sono ben evidenti le ampie dispersioni delle misure che descrivono un fenomeno che appare nel suo complesso — a parità di regime ventilatorio — funzione delle dimensioni delle particelle inalate.

Poiché tutte le variabili fisiologiche fin qui considerate: l'ampiezza del volume corrente, la frequenza respiratoria, il numero di atti respiratori [24] — e quindi la durata della prova ed il raggiungimento o meno del regime stabile in–ed espiratorio [27], nel caso di test con respiri multipli —, il tempo di apnea inspiratoria [33] nelle prove eseguite col singolo respiro, hanno mostrato di influenzare la deposizione intrapolmonare delle particelle, in considerazione dei riflessi che queste ricerche hanno nel campo dell'igiene del lavoro e della eventuale normativa prevenzionistica, pare opportuno sug-

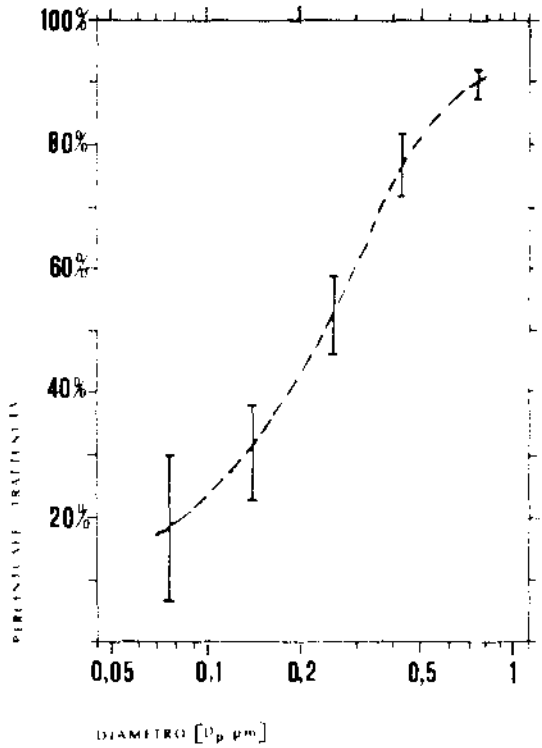

Fig. 4. — Percentuale di particelle trattenuta in funzione delle loro dimensioni.

gerire la raccolta dei nuovi dati in condizioni sperimentali standard e ciò allo scopo di garantirne la confrontabilità e la più ampia accettabilità.

In ogni caso, in base ai risultati fino ad ora disponibili, si può affermare che nella misura delle polveri, soprattutto per quanto riguarda gli effetti patologici a livello della superficie alveolare, è necessario determinare la concentrazione in funzione del diametro ed estendere le rilevazioni nel campo submicronico, cioè per dimensioni ben al di là di quelle attualmente rilevate.

Inoltre nella sperimentazione umana indirizzata allo studio della deposizione intrapolmonare delle polveri appare opportuna la normalizzazione del regime di ventilazione e la definizione in ogni soggetto del rapporto tra capacità funzionale residua e *closing capacity* [34, 35], corrispondente al volume di chiusura delle piccole vie aeree nelle zone polmonari gravità-dipendenti, le cui condizioni di pervietà o di chiusura interferiscono sui meccanismi di deposizione.

I nostri risultati appaiono particolarmente importanti per le loro implicazioni nel campo dell'industria dell'energia nucleare dove è assoluta la

TABELLA 2

Condizioni sperimentali che caratterizzano le indagini i cui risultati sono riportati in Fig. 5

AUTORI	Natura delle particelle	Densità relativa	Diametro (μm)	Metodo di rilevazione	Ventilazione/m' Vol. Tid.; Freq. Resp.
Lippmann M. *et al.* 1969 [25]	ossido di ferro marcato ^{198}Au o ^{99m}Tc	2,50	da 1,3 a 7,9	controllo diam. con microscopio ottico, contatore a scintillazione	500 + 1.500; 14/m'
Altshuler B. *et al.* 1969 [26]	aerosol di trifenilfosfato	1,31	0,14; 0,22; 0,4; 0,8; 1,6; 3,2	tindallometro	500 ; 15/m'
Davies C. N. *et al.* 1972 [27]	2 etilesilsebacato	0,91	0,5	tindallometro	600 ; 16/m'
Giacomelli - Maltoni G. *et al.* 1972. [28]	paraffina o cera carnauba	—	0,25; 0,50; 0,70; 1,20; 1,80	light scattering	1000 ; 12/m'
Heider C. *et al.* 1973 [29] .	2 etilesilsebacato	0,91	0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1	tindallometro	500 ; 15/m'
Foord N. *et al.* 1975 [30] . .	polistirene marcato ^{99m}Tc	1,00	2,5; 5; 7,5	controllo diametro con centrifuga; contatore a scintillazione	650 + 1.900; 10/m'

necessità di ermetizzare le fasi del trattamento dei materiali radioattivi a causa della loro elevata nocività.

Ricordiamo, con Hyatt [36], che per i materiali più radioattivi è già pericolosa l'inalazione di poche particelle al giorno. Risulta, per esempio, che l'analazione di un singolo aggregato di particelle di 210_{Po} del diametro di 1 μm supera l'esposizione giornaliera tollerabile di 10 volte.

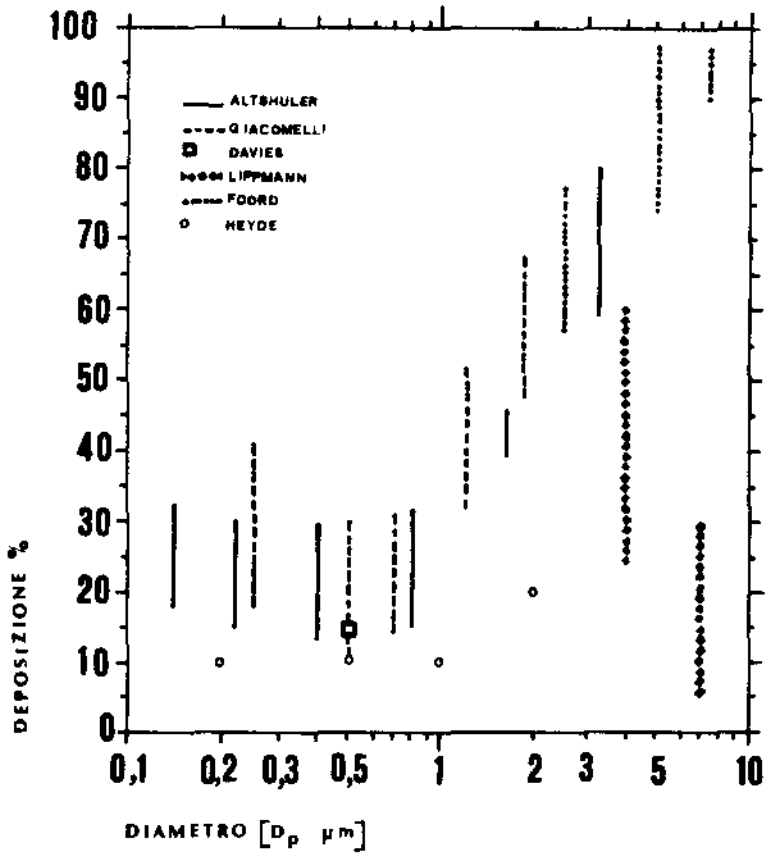

Fig. 5. — Deposizione delle particelle inalate in funzione del loro diametro

Occorre fare osservare che questa dose così piccola può essere raggiunta con l'inalazione di sole particelle submicroniche (per esempio 8 particelle di 0,5 μm di diametro, 1.000 particelle di 0,1 μm di diametro) le quali, anche per le polveri provenienti da materiali radioattivi, presentano una concentrazione numerica che cresce esponenzialmente con il diminuire delle dimensioni.

È evidente che le procedure di controllo ambientale richieste in questo settore sono molto più restrittive di quelle per le più comuni polveri industriali e che nell'industria nucleare si rende necessario l'impiego di metodi di misura idonei a identificare le particelle submicroniche.

Gli AA. ringraziano il prof. Ferro, Direttore dell'Istituto d Fisica Tecnica e Impianti Nucleari del Politecnico di Torino, per l'aiuto che ha reso possibile questo lavoro.

Riassunto. — Si descrivono studi sperimentali sulla inalazione di particelle fini sospese nell'atmosfera.

Si sono realizzate camere ad atmosfera controllata in cui vengono introdotte quantità note di aria pulita e di particelle di dimensioni e concentrazioni note. Mediante un sistema di misura basato sulla utilizzazione di analizzatori tarati di mobilità elettrica si determina la distribuzione granulometrica dell'atmosfera risultante; l'analisi si estende fino a particelle di diametro di 0,01 μm.

Tale atmosfera viene inspirata dal soggetto in esame e i prodotti dell'espirazione vengono raccolti in una seconda camera ad atmosfera controllata contenente originariamente aria pulita. Si rilevano quindi la distribuzione granulometrica e la concentrazione delle particelle espirate, mediante lo stesso sistema di misura utilizzato in precedenza e si correlano le granulometrie delle particelle alla inspirazione ed alla espirazione.

In questo lavoro si riportano in particolare i risultati ottenuti con fumi prodotti da sigarette, inspirati da persone adulte di età compresa tra i 24 ed i 44 anni. Tali risultati vengono confrontati con i dati sperimentali più recentemente forniti dalla letteratura medica.

Si propone la normalizzazione delle condizioni sperimentali di studio della deposizione intrapolmonare delle particelle inalate in vista degli aspetti normativi che i risultati di queste indagini possono avere nel campo della prevenzione e dell'igiene nell'industria ed in particolare nel settore nucleare.

Summary (*Deposition in the lungs of ultrafine particles*). — Inhalation studies of ultrafine aerosol particles are described. Chambers with controlled atmospheres have been built, in which known volumes of clean air and aerosol particles are introduced.

By means of an electrical mobility analyzer the size distribution of the aerosol in the chamber determined down to a mean diameter of 0,01 μm. Such aerosol is inhaled by the subject and exhaled into an identical chamber, previously filled with clean air. The size distribution of the resulting aerosol is determined with the same measuring system. The particle number distributions of inhaled and exhaled particles are then suitably correlated and compared.

In this paper data are reported based on the retention of cigarette smoke referred to male subjects in the age group from 24 to 44 years old.

These results are compared with the experimental data which appeared most recently in the medical literature.

A standardization is proposed of the experimental conditions for measurements of intrapulmonary deposition of inhaled particles. This is because of the importance that the results of such studies might have in the field of prevention and industrial hygiene, in particular in the nuclear field.

BIBLIOGRAFIA

1. Zurlo, M. & M. Patroni. 1973. I MAC per le polveri. *Med. Lav.* **64**: 181–189.
2. Morrow, P. E. 1970. Dynamics of dust removal from the lower airways: measurement and interpretations based upon radioactive aerosols. *Airway Dynamics*. A. Bouhuys & C. C. Thomas Springfield (Ed.) Ill. USA.
3. ACGIH. 1974. *Threshold limit values for chemical substances and physical agents in the workroom environment with intended changes for* 1974.
4. Hatch, T. E. & P. Gross. 1964. *Pulmonary deposition and retention of inhaled aerosols* Academic Press, New York.
5. Massime concentrazioni accettabili degli inquinanti degli ambienti di lavoro per il 1975, preparate dalla Società Italiana di Medicina del Lavoro e dall'Associazione Italiana degli Igienisti Industriali. *Med. Lav.* **66**: 361–362.
6. Silverman, L., C. E. Billings & M. W. First. 1971. Applications of particle size analysis. *Particle Size Analysis in Industrial Hygiene*, Academic Press, New York, capt. 7.
7. Hatch, T. E. 1961. Distribution and deposition of inhaled particles in respiratory tract. *Bacteriol. Rev.* **25**: 237–240.
8. Pepys, J. & B. Y. Hutchcroft. 1975. Bronchial provocation tests in etiologic diagnosis and analysis of asthma. *Amer. Rev. Resp. Dis.* **112**: 829–859.
9. Lacey, J. & M. E. Lacey. 1964. Spore concentrations in the air of farm buildings. *Trans. Brit. Mycol. Soc.* **47**: 547–558.
10. Thomson, M. L. & T. Short. 1969. Mucociliary function in health, chronic, obstructive airway disease and asbestosis. *J. Appl. Physiol.* **26**: 535–539.
11. Findeisen, W. 1935. Uber das absetzen kleiner in der luft suspendierten teilchen in der menschlichen lunge bei der atmung. *Pflueger Arch. Ges. Physiol.* **236**: 367–379.
12. Landahl, H. D. 1950. On the removal of airborne droplets by the human respiratory tract. I: the lung. *Bull. Math. Biophys.* **12**: 43–56.
13. Beeckmans, J. M. 1965. The deposition of aerosols in the respiratory tract. *Can. J. Physiol. Pharmacol.* **434**: 157–172.
14. International Commission on Radiological Protection; Task group on lung dynamics. 1966. Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. *Health Phys.* **12**: 173–207.

15. WEIBEL, E. R. 1963. *Morphometry of the human lung*. Springer–Verlag, Berlin.

16. HORSFIELD, K., G. DART, D. E. OLSON, G. F. FILLEY & G. CUMMING. 1971. Models of the human bronchial tree. *J. Appl. Physiol.* **31**: 207–217.

17. HORSFIELD, K. & G. CUMMING. 1968. Functional consequencies of airway morphology. *J. Appl. Phisiol.* **24**: 384–390.

18. SCHROTER, R. C. & M. F. SUDLOW. 1968. Flow patterns in models of the human bronchial airways. *Respir. Physiol.* **7**: 341–355.

19. TAULBEE, D. B. & C. P. YU. 1975. A theory of aerosol deposition in the human respiratory tract. *J. Appl. Physiol.* **38**: 77–85.

20. DEVITOFRANCESCO, G. 1975. *Gli aerosoli nell'inquinamento*. Istituto Italiano di Medicina Sociale, Roma.

21. BOFFA, C. & E. PFENDER. 1973. Controlled generation of monodisperse aerosols in the submicron range. *J. Aerosol Sci.* **4**.

22. BOFFA, C. 1971. Ablation studies of a transpiration – Cooled anode in a high intensity electric arc. Ph. D. Thesis, University of Minnesota, U. S. A. Dissertation Abstract International. XXXII, 4.

23. BOFFA, C. 1973. Determinazione mediante analizzatore elettrostatico delle dimensioni di particelle submicroniche sospese in atmosfere gassose. *Termotecnica*, XXVII, 5.

24. MUIR, D. C. F. & C. N. DAVIES. 1967. The deposition of 0,5 μm diameter aerosols in the lungs of man. *Amer. Occup. Hyg.* **10**: 161–174.

25. LIPPMANN, M. & R. E. ALBERT. 1969. The effect of particle size on the regional deposition of inhaled aerosols in the human respiratory tract. *Amer. Ind. Hyg. Ass. J.* **30**: 257–275.

26. ALTSHULER, B., E. D. PALMES & N. NELSON. 1969. Regional aerosol deposition in the human respiratory tract. *Amer. Ind. Hyg. Ass. J.* **30**: 323–335.

27. DAVIES, C. N., J. HEYDER & C. SUBBA RAMU. 1972. Breathing of half–micron aerosols. I: Experimental. *J. Appl. Physiol.* **32**: 591–600.

28. GIACOMELLI MALTONI, G., C. MELANDRI, V. PRODI & G. TARRONI. 1972. Deposition efficiency of monodisperse particles in human respiratory tract. *Amer. Ind. Hyg. Ass. J.* **33**: 603–610.

29. HEYDE, J., J. GEBHART, G. HEIGWER, G. ROTH & W. STAHLOFEN. 1973. Experimental studies of the total deposition of aerosols particles in the human respiratory tract. *J. Aerosol Sci.* **4**: 191–208.

30. FOORD, N., A. BLACK & M. WALSH. 1975. Pulmonary deposition of inhaled particles with diameters in the range 2.5 to 7.5 μm. *4th. International Symposium on Inhaled Particles and Vapours*, Edimburg 22/26, IX (draft).

31. PALMES, E. D. & M. LIPPMANN. 1975. Influence of respiratory air space dimensions on aerosol deposition. *4th International Symposium on Inhaled Particles and Vapours*, Edinburgh 22/26, IX (draft). In corso di stampa.

32. MUIR, D. C. F. 1972. Deposition and clearance of inhaled particles. *Clinical aspects of inhaled particles*. D. C. F. Muir, W. Heinemann (Ed.). Medical Books, London.

33. PALMES, E. D., N. ALTSHULER & N. NELSON. 1965. Deposition of aerosol in the human respiratory tract during breath holding. *International Symposium on Inhaled Particles*. Cambridge, pp. 339–347.

34. BERRA, A., F. SULOTTO & G. F. RUBINO. 1975. La misura della « closing capacity » come indice della compromissione delle piccole vie aeree negli esposti alla inalazione di polveri e vapori industriali. *Med. Lav.* **66**: 24–36.

35. THOMSON. M. I. & D. PAVIA. 1974. Particle penetration and clearance in the human lung. *Arch. Environ. Health.* **29**: 214–219.

36. HYATT, C. A. 1963. Air purifying respirators for protection against airborne radioactive contaminants. *Health Phys.* **9**: 425–439.

Accertamento del rischio pneumoconiogeno nell'industria del sughero

D. CASULA, P. CHERCHI, G. DEVOTO, F. SANNA-RANDACCIO e G. SPIGA

Istituto di Medicina del Lavoro, Università di Cagliari

Nei lavoratori delle fabbriche in cui si opera la trasformazione del sughero in prodotti diversi sono state descritte, a partire dagli anni '50 [1, 2], delle alterazioni dell'apparato respiratorio attribuite sia all'azione diretta delle particelle di sughero e sia a quella di particolari funghi (*Penicillium frequentans*) [3] che crescono nel sughero umido e che sono reperibili negli ambienti dove si svolge la lavorazione.

Il quadro patologico è stato denominato suberosi e le alterazioni consisterebbero essenzialmente sia in fenomeni bronchitici e/o alveolitici, sia meno frequentemente in quadri di tipo asmatiforme. Non appare esattamente definito dagli studi finora effettuati il rapporto tra le caratteristiche dell'ambiente di lavoro e quelle del quadro morboso presentato dai soggetti ivi esposti; così come non appare chiara la prevalenza dell'affezione nella popolazione interessata al fenomeno: i diversi autori che si sono interessati al problema [4–7], presentando una descrizione di casi clinici, hanno soltanto dimostrato l'esistenza di una patologia polmonare legata agli effetti di un certo ambiente lavorativo, ma non hanno chiarito, a causa del tipo di selezione effettuata (casi gravi ospedalizzati) o a causa della limitazione della casistica, l'andamento del fenomeno dal punto di vista dei rapporti tra polverosità e patologia polmonare e soprattutto sotto un profilo epidemiologico.

Materiali e metodi

Le aziende di trasformazione del sughero studiate durante la nostra indagine avevano nella grande maggioranza un carattere artigianale e una conduzione di tipo familiare e solo raramente era possibile parlare di piccola industria. Mentre in altri Paesi, nei quali l'industria di trasformazione del sughero è più sviluppata su scala industriale, la lavorazione del grezzo è fondamentalmente basata su processi di macinazione o di molatura, nelle

nostre aziende, dopo la bollitura e preparazione del sughero grezzo, la lavorazione si svolge prevalentemente con macchine da taglio per ottenere solette e tappi; solo in qualche caso la rifinitura del tappo richiede una molatura: in una sola azienda, in attività da meno di 10 anni, il processo di trasformazione del sughero è basato sulla macinazione del grezzo per ottenere pannelli di agglomerato.

I rilievi di polverosità sono stati eseguiti mediante tecniche gravimetriche servendosi di apparecchiature di prelievo di tipo statico e di tipo personale della Ditta Casella, su membrane a base di esteri di cellulosa ed effettuando la pesata mediante bilance elettromagnetiche dotate di una sensibilità pari a $2 \cdot 10^{-2}$ mg. Le analisi granulometriche sono state effettuate sugli stessi campioni prelevati per le determinazioni gravimetriche, mediante un contaparticelle « Coulter Counter » modello B, dopo aver portato in sospensione le particelle di polvere in una soluzione di NaCl 0,9 % mediante l'azione di un bagno ad ultra suoni. Le analisi microscopiche sono state effettuate mediante un microscopio Leitz « Ortoplan » in contrasto di fase a 500 ×. Le determinazioni della silice libera sono state eseguite mediante diffrattometria a raggi X usando come standard interno CaF_2.

Abbiamo anche eseguito il controllo di una serie di inquinanti atmosferici gassosi: ossido di carbonio, ossido di azoto, anidride solforosa, idrocarburi, toluene, xilene, formaldeide, ammoniaca. Parte delle determinazioni sono state eseguite con l'uso di apparecchiature di prelievo della Ditta Terzano, mod. DP 12 G2 (ossidi di azoto, anidride solforica ed ammoniaca); per gli altri inquinanti abbiamo utilizzato le fiale Dräger.

Per quanto riguarda lo studio del microclima, sono stati effettuati i seguenti rilievi:

1) misura della temperatura dell'aria e dell'umidità relativa mediante uno psicrometro di Assmann;

2) misura del potere di raffreddamento dell'aria (fattore di Hill) e della ventilazione tramite un catatermometro di Hill;

3) misura della temperatura radiante tramite un globotermometro di Vernon.

La nostra casistica comprende una popolazione di 385 operai addetti tutti alla trasformazione del sughero; i soggetti risiedevano tutti in due piccoli centri della Sardegna dove una gran parte della popolazione è addetta a tale lavoro, che costituisce in pratica la prevalente alternativa a quello agricolo. Il nostro piano di lavoro prevedeva l'esame di tutta la popolazione: in realtà noi abbiamo potuto controllare solo circa il 75 % del totale dei lavoratori effettivamente esposti; la differenza tra le due cifre è legata sia ai comuni fenomeni di assenteismo e sia a mancata collaborazione da scarso interessamento per l'indagine in atto. È da rimarcare peraltro a tale pro-

posito che la nostra campagna di studio è stata preceduta ed accompagnata da una intensa e capillare opera di sensibilizzazione e che riteniamo fondatamente che gli assenti dalla nostra casistica siano rimasti tali in quanto non ritenevano di essere in alcun modo interessati da una indagine rivolta all'accertamento di broncopneumopatie croniche.

La popolazione esaminata è stata divisa in tre gruppi a seconda delle caratteristiche della lavorazione: piccole industrie di tipo artigiano a conduzione prevalentemente familiare e con meno di 25 dipendenti (gruppo A); industrie medie con oltre 25 dipendenti (gruppo B); una ulteriore suddivisione si è resa necessaria per separare gli operai di una particolare industria, le cui caratteristiche di lavorazione differiscono sensibilmente da tutte le altre in quanto fondata sulla macinazione del sughero per ottenere pannelli di agglomerato anziché tappi e solette (gruppo C).

In tutti i soggetti studiati abbiamo praticato i seguenti esami:

— compilazione del questionario CECA per lo studio della bronchite cronica e dell'enfisema polmonare, nella sua edizione del 1967;

— visita clinica completa;

— studio della funzione ventilatoria, mediante la spirografia, utilizzando un Pulmonet Godart. Lo studio comprendeva la determinazione dei volumi mobili, del volume espiratorio massimo al secondo e la determinazione della capacità funzionale residua con il metodo della diluizione dell'elio in circuito chiuso. Tutte le determinazioni sono state effettuate secondo le istruzioni riportate nel Promemoria Tecnico per lo studio della spirografia della Collezione di Igiene e Medicina del Lavoro, edito dalla Commissione delle Comunità Europee. L'entità del deficit è stata classificata in 3 classi, rispettivamente corrispondenti a variazioni del 10 %, comprese tra l'11 ed il 30 % e di oltre il 30 %, rispetto ai valori teorici della CECA;

— una radiografia standard del torace secondo le tecniche consigliate dal BIT (Bureau International du Travail);

— la ricerca degli acido-resistenti nell'espettorato.

Risultati sperimentali

I risultati ottenuti dai controlli della polverosità, espressi in mg/m³ d'aria sono stati suddivisi in 3 gruppi (A, B, C) corrispondenti ai rilievi effettuati in aziende con diverse caratteristiche, come sopra indicato. Assieme a questi gruppi di dati è stato preso in esame un totale dei dati raccolti.

Nella Tab. 1 sono rappresentati i valori minimi, massimi e medi e le deviazioni standard per i prelievi eseguiti con captatori personali e statici, secondo le suddivisioni sopra citate.

TABELLA 1

Valori minimi, massimi, medi e deviazioni standard dei rilievi di polverosità respirabile (espressa in mg/m³ d'aria), effettuati nelle aziende studiate

	Gruppo A	Gruppo B	Gruppo C	TOTALE
Valore minimo	0,04	0,04	0,04	0,04
Valore massimo	2,95	2,05	2,38	2,95
Valore medio	0,49	0,50	0,82	0,53
Deviazione standard	0,46	0,39	0,65	0,47

A = Aziende con meno di 25 dipendenti.
B = Aziende con più di 25 dipendenti.
C = Produzione agglomerati.

Nelle Tab. 2 e 3 sono rappresentati i valori minimi, massimi, medi e le deviazioni standard dei rilievi di polverosità ottenuti rispettivamente mediante captatori personali e mediante captatori statici.

TABELLA 2

Valori minimi, massimi e medi e deviazione standard della polverosità respirabile (espressa in mg/m³) rilevata mediante captatori personali

	Gruppo A	Gruppo B	Gruppo C	TOTALE
Valore minimo	0,04	0,04	0,04	0,04
Valore massimo	2,05	2,95	2,38	2,95
Valore medio	0,64	0,67	0,98	0,68
Deviazione standard	0,51	0,61	0,89	0,61

A = Aziende con meno di 25 dipendenti.
B = Aziende con più di 25 dipendenti.
C = Produzione agglomerati.

TABELLA 3

Valori minimi, massimi e medi e deviazione standard della polverosità respirabile (espressa in mg/m³) rilevata mediante captatori statici

	Gruppo A	Gruppo B	Gruppo C	TOTALE
Valore minimo	0,04	0,05	0,13	0,04
Valore massimo	0,96	0,47	1,68	1,68
Valore medio	0,43	0,34	0,73	0,42
Deviazione standard	0,25	0,19	0,45	0,28

A = Aziende con meno di 25 dipendenti.
B = Aziende con più di 25 dipendenti.
C = Produzione agglomerati.

Dal confronto tra i risultati esposti si può notare come i valori medi di polverosità nelle aziende dei gruppi A e B sono praticamente uguali, mentre i valori medi di polverosità rilevati nel gruppo C appaiono più elevati. Ciononostante, l'analisi statistica condotta sui diversi gruppi di valori ottenuti, considerata la elevata dispersione dei dati, non consente di considerare sostanzialmente diverse le condizioni di polverosità nei tre gruppi di aziende.

Sono state inoltre studiate le caratteristiche granulometriche delle polveri raccolte sulle membrane utilizzate per le determinazioni gravimetriche ed a questo scopo sono stati esaminati 12 campioni. Ciascuno di questi è stato ottenuto portando in sospensione le polveri di almeno due membrane provenienti dalle cinque aziende più rappresentative.

I risultati delle analisi granulometriche sono esposti nella Tab. 4.

TABELLA 4

Distribuzione granulometrica delle particelle di polveri respirabili in campioni prelevati nelle industrie di trasformazione del sughero

Percentuali numeriche nei diversi intervalli granulometrici considerati

CAMPIONE N.	0,50–1,20 μ	1,20–2,15 μ	2,15–3,30 μ	3,30–4,20 μ	4,20–6,0 μ
1	75,8	21,1	2,6	0,5	0,6
2	52,2	36,4	9,6	0,1	1,6
3	63,6	9,9	21,2	6,1	—
4	15,1	49,1	35,8	—	—
5	36,1	19,4	44,5	—	—
6	36,4	16,3	16,3	—	—
7	91,0	6,0	1,5	1,5	—
8	71,0	15,8	13,2	—	—
9	75,5	12,7	10,9	0,9	—
10	74,4	15,4	34,6	2,6	—
11	89,2	8,1	2,7	—	—
12	53,6	18,8	26,6	—	—
Volume medio	61,1	19,8	18,2	1,0	0,2
Volume minimo	15,1	2,11	1,5	—	—
Volume massimo	91,0	36,4	35,8	6,1	1,6

Si può notare come nei campioni studiati molto raramente sono presenti particelle di diametro superiore a 3,3 μ e che i dati relativi alle distribuzioni granulometriche dei campioni provenienti dall'impianto di macinazione e agglomerazione non si discostano sensibilmente da quelli degli altri campioni studiati.

Per ciò che riguarda il contenuto in polveri respirabili nell'atmosfera (Fig. 1), possiamo affermare che i livelli accertati sono rimasti in genere entro limiti non elevati, superando il valore di 1 mg/m³ solo nel 4 % circa dei casi; maggiori appaiono invece le quantità di polveri raccolte con prelievi personali: dalla figura si può notare infatti come nel 25 % dei casi i valori di esposizione individuale abbiano superato il livello di 1 mg/m³ e come nel 6,5% circa dei casi tali valori siano stati compresi tra 2 e 3 mg/m³.

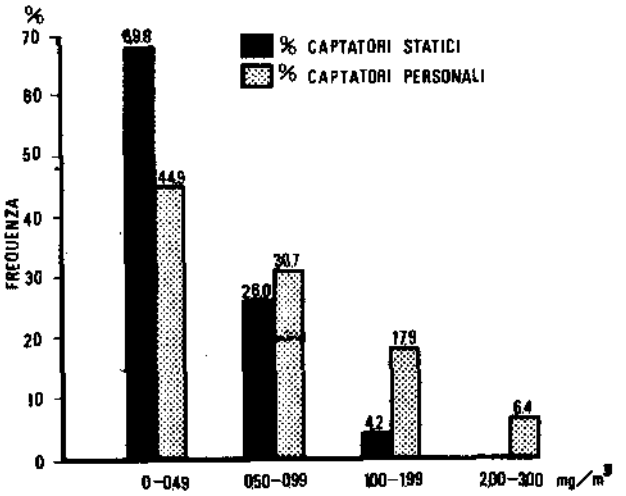

Fig. 1. — Frequenza delle classi dei valori di polverosità rilevabili con captatori statici e personali nell'industria di trasformazione del sughero.

Mediante esame microscopico dei campioni di polvere, sempre raccolti su membrana, non è mai stata messa in evidenza la presenza di particelle di silice libera (quarzo), mentre era facile osservare spore di funghi. Allo scopo di confermare l'assenza della silice libera nelle polveri respirabili sono stati raccolti in diverse aziende campioni di polveri sedimentate in prossimità delle macchine da taglio e delle macinelle nell'impianto di macinazione. Parte di questi campioni sono stati inceneriti a 450 °C ed è stata effettuata la determinazione della silice libera (quarzo) nel residuo. Le basse concen-

trazioni rilevate sulle polveri sedimentabili (Tab. 5) confermano come la silice libera possa essere in pratica considerata assente od in tracce non dosabili nelle polveri respirabili.

TABELLA 5

Contenuto in quarzo delle polveri sedimentabili prelevate nelle industrie di lavorazione del sughero studiate

Residuo 450 °C	SiO_2 sul residuo	SiO_2 sulla polvere sedimentabile
4,20%	tracce non dosabili	—
42,5 %	5,0 %	2,0 %
11,5 %	4,5 %	0,5 %
13,2 %	0,5 %	—
15,3 %	23,0 %	3,5 %
2,6 %	30,5 %	1,0 %

I risultati delle ricerche di inquinanti gassosi permettono di affermare che tali sostanze non sono state normalmente rilevate negli ambienti studiati tranne che in tracce o comunque in concentrazioni assai basse. Per quanto riguarda il microclima, i risultati sono esposti nella Tab. 6, dalla quale si può notare come i valori rilevati si siano mantenuti entro limiti accettabili.

TABELLA 6

Comportamento di alcuni fattori caratterizzanti il microclima nelle industrie di trasformazione del sughero studiate

	Gruppo A	Gruppo B	Gruppo C	TOTALE
Ventilazione m/sec	0,3± 0,1		0,2± 0,1	0,3± 0,1
Temperatura dell'aria °C . .	19 ± 2	19±3	21 ± 2	19 ± 1
Temperatura radiante °C . .		21±1	26 ±11	24 ± 9
Umidità %	64 ±13	67±6	61 ± 1	64 ±11
Fattore di Hill cal/cm²/sec	6,4± 1,6		5,6± 1,1	5,9± 1,3

A = Aziende con meno di 25 dipendenti.
B = Aziende con più di 25 dipendenti.
C = Produzione agglomerati.

Passiamo ora all'esame di quanto riscontrato nella casistica studiata.

Bronchite cronica (Tab. 7): questa condizione (definita come tosse ed espettorazione abituale per almeno tre mesi all'anno da almeno due anni) è risultata presente nel globale della popolazione nel 9,6 % dei casi. I pazienti portatori di uno stato bronchitico, senza che tale condizione si presentasse con le caratteristiche richieste per porre la diagnosi di bronchite cronica, raggiungono sul totale della casistica una percentuale pari al 16,6 %. Un quadro radiologico di accentuazione della trama polmonare e delle ombre ilari è stato riscontrato nel 7,0 % del totale (Tab. 7); in nessun caso sono state riscontrate forme nodulari, infiltrati, immagini a coda di cavallo, forme miliariformi. Il quadro funzionale respiratorio è risultato compreso entro i valori limite nell'88,8 % dei casi; esaminando partitamente i singoli parametri troviamo che la CV (capacità vitale) risulta alterata nel 12,3 % dei casi; l'entità della riduzione è in genere assai modesta e supera il 20 % del teorico soltanto in 6 casi, pari all'1,5 %. Il VEMS (volume espiratorio massimo al secondo) risulta ridotto in 37 casi, l'entità del deficit è grave (superiore al 21 %) in 9 casi (pari al 2,3 %). Il rapporto VR/CT (volume residuo / capacità totale) risulta alterato complessivamente in 59 soggetti: l'alterazione è peraltro di norma assai modesta e raggiunge valori di media gravità (oltre il 10 % rispetto al teorico) soltanto in 3 persone (0,77 %). Il rapporto VEMS/CV globalmente considerato è risultato alterato in 6 casi, l'entità del deficit è stata di norma modestissima, discendendo fino alla metà del teorico soltanto in un soggetto.

TABELLA 7

Prevalenza di segni riferibili a bronchite cronica, a bronchite e ad alterazioni radiografiche nei lavoratori di tre gruppi di aziende di trasformazione del sughero

	Gruppo A	Gruppo B	Gruppo C	TOTALE
	N. casi (%)	N. casi (%)	N. casi (%)	N. casi (%)
Bronchite cronica	16 (6,9)	15 (14,6)	6 (17,7)	37 (9,6)
Bronchite	30 (12,9)	15 (14,5)	19 (37,2)	64 (16,6)
Accentuazione del disegno polmonare e delle immagini ilari	18 (7,8)	5 (4,9)	4 (7,8)	27 (7,0)

Prendiamo ora in esame la casistica suddivisa a seconda del tipo di lavoro svolto: per quanto riguarda la prevalenza della bronchite cronica, essa risulta meno frequente nei lavoratori operanti in fabbriche di tipo artigianale che in quelle di maggiori dimensioni (6,9 % rispetto al 14,5 ed al

17,7 %). I segni di bronchite risultano più frequenti nella fabbrica di agglomerati rispetto alle altre (37,2 % rispetto al 14,1 % ed al 12,9 %). Le alterazioni radiografiche (forma Z) della classificazione del BIT risultano rispettivamente presenti nel 7,84 % degli operai addetti alla produzione di agglomerati, nel 4,85 % nelle fabbriche con più di 25 dipendenti e nel 7,79 % degli operai delle piccole aziende. La riduzione della capacità vitale è risultata più elevata negli operai delle fabbriche di agglomerati che nelle altre industrie. Il VEMS risulta percentualmente più ridotto negli operai delle aziende di maggiori dimensioni rispetto a quelli delle piccole aziende (11,7–8,7 %); il rapporto VR/CT mostra di essere alterato con una certa maggior frequenza nelle aziende di minor dimensione rispetto alle altre. Il VEMS/CV, infine, non mostra comportamenti particolari nei diversi gruppi di lavoratori.

Conclusioni

Il complesso dei risultati ottenuti con i diversi controlli medici effettuati sulla nostra casistica dimostra che la patologia broncopolmonare non vi riveste caratteri di particolare gravità. In particolare, la bronchite cronica, risulta presente in una percentuale oscillante tra il 7 ed il 18 % della casistica con una frequenza maggiore negli addetti alla produzione di agglomerati. La valutazione di questo dato deve tener conto delle prevalenze statistiche INAM (1964) nella popolazione generale in cui la bronchite cronica asmatiforme rappresenta l'8 % del totale [8], mentre in una nostra casistica di lavoratori esposti a polveri minerali l'incidenza della bronchite cronica riscontrata ha oscillato tra il 18 % ed il 32 %.

Per quanto riguarda le alterazioni funzionali, la prevalenza delle forme di entità media e grave è risultata estremamente modesta, nettamente inferiore al 10 %; anche in questo caso il paragone con altre casistiche di operai ha dimostrato la minore entità del fenomeno sia come numero di casi che come gravità del deficit. Infatti nel corso di una nostra indagine nelle miniere sarde la prevalenza di soggetti portatori di alterazioni ventilatorie di entità lieve o media ha oscillato tra il 15 % ed il 27,5 % degli operai di due miniere assai debolmente silicotigene.

Il quadro radiologico ha dimostrato l'assenza di forme nodulari, mentre una accentuazione del disegno polmonare e delle immagini ilari è stata riscontrata in circa l'8 % dei casi. Questi dati, che dimostrano la scarsa incidenza di patologia broncopolmonare nella nostra casistica, sembrano in contrasto con i dati riscontrati in operai esposti a lavorazioni simili e descritti da autori portoghesi. In particolare Villar in una casistica di 697 operai del sughero trova che solo il 10–12 % della popolazione è esente da segni o sintomi di broncopneumopatie. Parimenti lo stesso autore trova una notevole preva-

lenza di alterazioni della funzione ventilatoria studiata con la spirografia ed in oltre la metà descrive alterazioni radiografiche anche di grave entità (2,5%); questa sintomatologia viene attribuita al lavoro nell'industria del sughero. Le differenze tra questi ed i nostri dati possono forse essere imputabili, più che alle modalità delle lavorazioni o alla presenza di particolari tipi di miceti, a diversi metodi d'indagine e di interpretazione dei dati utilizzati per l'indagine epidemiologica.

Per quanto riguarda la patologia, anche assai grave, descritta da alcuni autori sia stranieri che italiani, e che risulta assente nella nostra casistica, riteniamo probabile che si tratti di alterazioni conseguenti a particolari condizioni di lavoro in ambienti estremamente polverosi e con elevati tassi di umidità, quali non è stato dato di trovare nelle industrie da noi esaminate.

Riassunto. — Gli AA. hanno condotto un'indagine epidemiologica per accertare la prevalenza di broncopneumopatie croniche in una popolazione di 385 operai in attività in alcuni sugherifici del Nord della Sardegna. Sono state condotte parimenti delle indagini ambientali. La metodologia utilizzata per l'indagine epidemiologica prevedeva l'utilizzazione di un questionario standard (si è utilizzato quello della CECA) per lo studio della bronchite cronica e dell'enfisema polmonare, l'esecuzione di una radiografia standard del torace, di uno studio spirografico, di un elettrocardiogramma ed inoltre un esame dell'escreato per la ricerca degli acidoresistenti.

I rilievi ambientali prevedevano determinazioni della polverosità ambientale, dosaggi di alcuni inquinanti gassosi (ossidi di zolfo, ammoniaca, ossidi di azoto, CO, CO_2) e studio del microclima delle varie industrie. L'esame dei diversi controlli medici effettuati sulla casistica dimostra come la patologia broncopolmonare non rivesta carattere di particolare gravità. Questo fatto, che contrasta con quanto descritto da altri AA. potrebbe essere imputabile, in parte, ai diversi metodi di indagine epidemiologica e di interpretazione dei risultati di questi AA., oltre che a differenti condizioni ambientali e di lavoro.

Summary (*Pneumoconiogen risk control in the cork industry*). — The AA. have carried out an epidemiological investigation in order to control the prevalence of chronic respiratory diseases on a group of 385 people working in several cork industries in North Sardinia. At the same time an environmental investigation has been carried out. Standard questionnaire (CECA questionnaire) for chronic bronchitis and pulmonary emphysema, standard chest X-ray film, spyrographic investigation, ECG and sputum analysis for acid resistent bacteria have been used for epidemiological investigation.

Environmental dust concentration and individual dust exposure, environmental concentration of sulphur oxides, nitrogen oxides, carbon mono-

and dioxide, ammonia and microclimatic conditions have been studied. Examination of medical data shows only a low degree of respiratory pathology in contrast with results of other authors, probably because of different methods used for epidemiological investigation and data interpretation and because of different environmental and working conditions.

BIBLIOGRAFIA

1. De Carvalho Cancella, L. 1955. On a special kind of pneumoconiosis: suberosis. *Med Contemp.* **73**: 235–246.

2. De Carvalho Cancella. L. 1959. Suberose: alteracoes pulmonares relacionates com a inalacao de poiras de cortica. Dissestacao de dentoronamento a la Faculdade de Medicina de Lisboa. Lisboa 1959.

3. Pepsy, J., J. L. Longbottom & P. A. Jenkins. 1964. Vegetable dust pneumoconiosis. Immunologic response to vegetable dust and their flora. *Amer. Rev. Resp. Dis.* **89**: 842–845.

4. Avila, R. & G. T. Villar. 1968. Suberosis. Respiratory disease in cork workers. *The Lancet* **1**: 620–621.

5. Lo Storto, L. & F. De Salvia. 1971. Contributo clinico alla conoscenza delle pneumoconiosi da sughero (suberosi). *Folia Med.* **54**: 40–47.

6. Cortez Pimentel, J. & R. Avila. 1973. Respiratory disease in cork workers (« Suberosis »). *Thorax.* **28**: 409–423.

7. Villar, T. G. 1973. Suberose. Enquete épidemiologique dans une fabrique de produits de liège. *Arch. Monaldi Tis. Mal. App. Resp.* **28**: 261–276.

8. Olla, G. & G. Casciu. 1968. Bronchite cronica ed invalidità. Rilievi clinico-statistici. Nota I: incidenza. *Rass. Med. Sarda.* **71** suppl. 1: 59–66.

Studio sulla polverosità ambientale di un impianto per la produzione di cloruro di polivinile

D. CASULA (*a*), P. CHERCHI (*a*), G. SPIGA (*a*) e A. SPINAZZOLA (*b*)

(*a*) *Istituto di Medicina del Lavoro, Università di Cagliari*

(*b*) *Cattedra di Medicina Preventiva dei Lavoratori e Psicotecnica, Università di Cagliari*

Le ricerche volte ad accertare una eventuale diretta tossicità del cloruro di polivinile sono state sinora alquanto trascurate, forse perché molti dei ricercatori hanno ritenuto prevalente l'azione tossica del monomero a confronto di quella del polimero.

Tuttavia sono ormai disponibili in letteratura diversi studi sia sperimentali che clinici che dimostrano, almeno per quanto riguarda l'apparato respiratorio, un effetto lesivo esercitato dalle polveri del polimero. Queste sono capaci di produrre dei focolai granulomatosi multipli, impiantati su un terreno discretamente fibrotico, al cui centro sono riconoscibili delle zone di materiali granulosi non cristallini e non birifrangenti in luce polarizzata, mentre alla periferia si possono notare linfociti, istiociti, plasmacellule, cellule giganti da corpo estraneo, talvolta delle fibre collagene a disposizione concentrica. Questo quadro, descritto per la prima volta nel 1969 da Popow [1] in campo sperimentale, è stato successivamente confermato nelle sue grandi linee sia sperimentalmente che nell'uomo [2, 3]. In campo clinico alcuni AA. hanno riscontrato una patologia respiratoria caratterizzata da alterazioni sia radiologiche (di tipo nodulare) che funzionali (2, 4–6] mentre altri non hanno potuto documentare alterazioni dell'apparato respiratorio nella loro casistica [7].

L'impianto da noi studiato è destinato alla produzione di resine poliviniliche in emulsione ed in sospensione.

La materia prima è il cloruro di vinile, fornito dall'impianto di produzione; altri materiali impiegati sono saponi e tensioattivi vari, catalizzatori (perossidi) e soda in scaglie.

Il cloruro di vinile viene caricato nelle autoclavi di polimerizzazione insieme ad acqua ed opportuni agenti tensioattivi e catalizzatori che variano a seconda del tipo di polimero che si desidera ottenere. A polimerizzazione terminata, si procede allo scarico dall'autoclave della massa acquosa ottenuta provvedendo, con opportuna tecnica, a recuperare il monomero non reagito che viene purificato a parte in un impianto a se stante e rimesso in ciclo insieme con il vinile fresco. La massa contenente il polimero, libero dal vinile non reagito, viene avviata successivamente all'insacco. A seconda del tipo di polimerizzazione il polimero può essere ottenuto sotto forma di lattice (polimero in emulsione): le particelle del polimero sono estremamente piccole e di diametro inferiore al μ. L'essiccamento avviene per spruzzo del lattice con un sistema analogo a quello usato per produrre il latte in polvere. Altro tipo è il polimero in sospensione, le cui particelle hanno un diametro superiore, fino a circa 80 μ. Tale polimero viene separato dall'acqua per centrifugazione e successivamente essiccato in forno rotante. Ambedue i prodotti, dopo essiccamento, vengono stoccati ed insaccati.

In tutto il ciclo della lavorazione, oltre alle comuni misure di prevenzione tecnica di ordine generale, nell'impianto esiste come unica protezione individuale l'impiego di maschere antipolvere per gli operai addetti alla fase dell'insaccamento del prodotto in polvere; peraltro, tali maschere vengono utilizzate soltanto saltuariamente, per le comuni e note difficoltà di adattamento.

MATERIALI E METODI

I prelievi per la determinazione gravimetrica della concentrazione nell'atmosfera della frazione respirabile delle polveri sono stati effettuati mediante captatori sia personali che statici (tipo « Personal Dust Sampler ») della ditta « Casella » di Londra, dotati di una pompa a flusso costante capace di una aspirazione pulsante di $2 \pm 0{,}1$ l/min, di un *timer* per misurare la durata del prelievo, di uno smorzatore di pulsazione e di una testina portamembrana. L'aria aspirata è costretta, prima di attraversare la membrana, a passare attraverso un ciclone capace di trattenere il 100 % delle particelle di diametro aerodinamico superiore ai 10 μ e il 50% circa delle particelle di diametro compreso tra 10 e 5 μ, mentre permette il passaggio di tutte le particelle di diametro inferiore a 5 μ. Per la raccolta delle polveri sono state utilizzate membrane a base di esteri di cellulosa con porosità media pari a circa 6 μ. Le polveri prelevate in questo modo sono state usate per determinazioni gravimetriche, che abbiamo eseguito mediante bilance elettromagnetiche (tipo « Cahn Gram ») tarate per una pesata massima pari a 50 mg e con una sensibilità pari a $2 \cdot 10^{-2}$ mg.

Le membrane venivano precondizionate a 100 °C, condizionate prima e dopo il prelievo a 60 °C e pesate, ottenendo per differenza la quantità in peso della polvere raccolta. I risultati sono stati espressi come concentrazione delle polveri in mg/m³ d'aria.

La parte dell'impianto studiata consisteva in un vasto capannone nel quale trovavano posto i forni rotanti per l'essiccazione del PVC, il quadro di controllo dell'impianto, le macchine che effettuavano l'insaccamento ed un laboratorio chiuso a vetrate dove veniva eseguito il controllo sulla qualità del prodotto.

Sono stati eseguiti prelievi di tipo personale con captatori portati addosso dai lavoratori, e prelievi con apparecchiature statiche, disposte in punti diversi dell'ambiente da studiare.

I prelievi di tipo personale avevano lo scopo di controllare l'effettiva esposizione alle polveri di ciascun addetto all'impianto, quelli statici consentivano un controllo della polverosità ambientale, sia in prossimità dei punti di origine delle polveri che in altri punti nell'impianto. Tutti i prelievi avevano una durata pari ad un intero turno di lavoro. I rilievi sono stati effettuati durante quattro giornate lavorative scelte a caso nell'arco di due settimane; durante le quattro giornate in cui è stata condotta l'indagine sono stati eseguiti complessivamente 112 prelievi destinati all'analisi gravimetrica.

Abbiamo anche proceduto a caratterizzare le polveri sia da un punto di vista granulometrico che morfologico, e a questo fine abbiamo utilizzato un microscopio elettronico « Jeol 100 S » lavorando a 5.000 ingrandimenti sulle particelle del polimero in sospensione e a 10.000 ingrandimenti su quelle del polimero in emulsione.

I prelievi per il microscopio elettronico sono stati effettuati esponendo per tempi variabili da 5 a 10 min nell'area di lavoro degli addetti all'insacco i retini ricoperti da un film di *formvar* ed umidificati.

RISULTATI SPERIMENTALI

Prendiamo ora in esame la morfologia e la granulometria delle polveri, quali risultano dalle analisi effettuate con il microscopio elettronico.

Le osservazioni hanno permesso di differenziare, sia da un punto di vista morfologico che granulometrico, le polveri che caratterizzano la zona di insaccamento del polimero in emulsione da quella del polimero in sospensione. Nel primo caso, come si può osservare dalle Fig. 1 e 2, le polveri sono costituite da particelle perfettamente sferiche, i cui diametri non superano il valore di 0,8 μ e che sono caratterizzati da una distribuzione granulometrica (Fig. 3) che presenta una frequenza massima percentuale in numero per particelle con diametro inferiore a 0,4 μ.

Fig. 1. — Particelle di PVC in emulsione.

Fig. 2. — Particelle di PVC in emulsione.

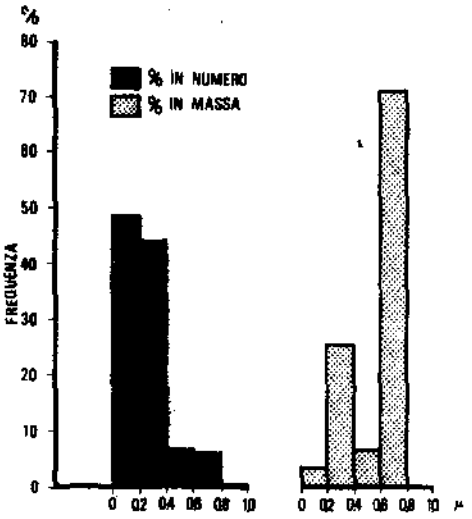

Fig. 3. — Distribuzione delle frequenze percentuali in numero e in massa delle polveri di PVC in emulsione nei diversi intervalli granulometrici.

Al contrario, l'analisi granulometrica di queste polveri, rappresentate nella loro massa, mostra una netta preponderanza della frazione compresa tra 0,6 e 0,8 μ.

Nelle polveri provenienti dalla linea di lavorazione del polimero in sospensione non si possono osservare particelle di forma regolare (Fig. 4 e 5) e tra esse è stato possibile evidenziare particelle di dimensioni fino a 15 μ. La distribuzione granulometrica presenta anche per queste polveri un massimo della frequenza percentuale in numero per particelle di diametro inferiore

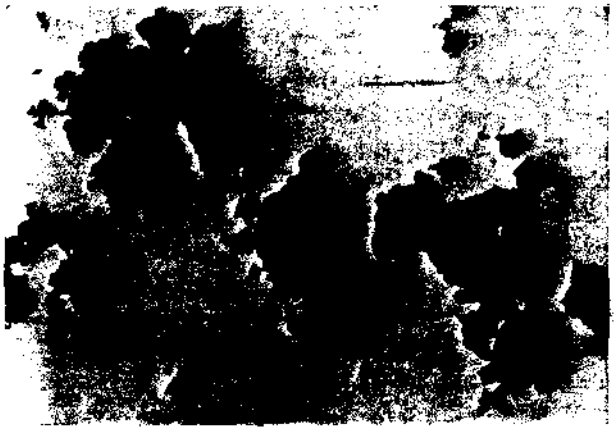

Fig. 4. — Particelle di PVC in sospensione.

Fig. 5. — Particelle di PVC in sospensione.

a 0,4 μ, tanto che in questo caso le particelle di diametro superiore a 1 μ rappresentano solo l'11 % in numero del totale. Tuttavia, la stessa frazione granulometrica, come si può osservare dalla Fig. 6, comprende il 99,2 % della massa totale.

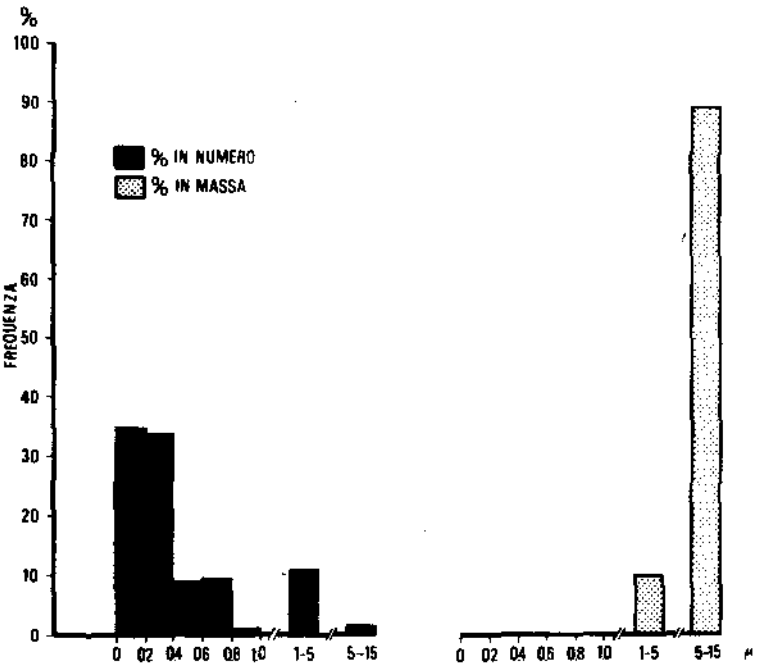

Fig. 6. — Distribuzione delle frequenze percentuali in numero e in massa delle polveri di PVC in sospensione nei diversi intervalli granulometrici.

Passando alla valutazione delle analisi gravimetriche della polverosità, riportiamo nella Tab. 1 i valori massimi, minimi e medi registrati nelle varie sezioni dell'impianto sia mediante captatori personali che statici. Per ciò che riguarda l'esposizione individuale, essa oscilla tra un massimo di 45,6 mg/m³ e un minimo di 0,28 mg/m³; le categorie più esposte risultano quelle degli insaccatori e l'addetto alle pulizie (sono osservati dei valori medi rispettivamente pari a 5–7mg /m³ per gli insaccatori e pari a 24,9 mg per l'addetto alle pulizie); gli altri addetti all'impianto mostrano valori notevolmente inferiori, le cui medie variano tra 0,92 e 1,37 mg/m³.

TABELLA 1

Valori minimi, massimi e medi della polverosità respirabile espressa in mg/m³ d'aria nelle varie sezioni di un impianto di essiccazione ed insaccamento del PVC

	CAPTATORI PERSONALI			CAPTATORI STATICI		
	Valore min.	Valore max	Valore medio	Valore min.	Valore max	Valore medio
Insaccamento emulsione	0,28	23,4	5,19	0,65	18,4	4,73
Insaccamento sospensione	0,67	39,3	7,00	0,15	2,45	1,26
Laboratorio	0,55	2,89	1,37	0,36	1,04	0,77
Zona essiccazione e controllo	0,51	2,05	1,14	0,21	1,28	0,52
Addetto alla pulizia	10,11	45,6	24,87			
Carrellista	0,82	1,12	0,92			
Lavori vari	0,75	2,05	1,36			
Uffici				0,19	0,86	0,41

Esiste peraltro una notevole differenza tra il valore medio di polverosità registrato mediante i captatori statici nella zona di insaccamento del polimero in emulsione (4,73 mg/m³) e quello registrato nella zona di insaccamento del polimero in sospensione (1,26 mg/m³). Tale differenza è in parte spiegabile tenendo conto della diversa granulometria dei due prodotti, e in parte con le differenti condizioni di ventilazione vigenti nelle due sezioni di insaccamento.

Una valutazione globale delle condizioni di polverosità ambientale e di esposizione individuale dell'impianto studiato è possibile dall'esame della Tab. 2, in cui sono riportati i valori massimi, minimi, e medi di tutti i prelievi effettuati con captatori personali e con captatori statici. Si può osservare, per ciò che riguarda l'esposizione individuale, come il valore medio per l'im-

pianto nel suo complesso è stato pari a 5,39 mg/m³ con un valore massimo notevolmente elevato (45,6 mg/m³) ed un valore minimo pari a 0,28 mg/m³, mentre per la polverosità ambientale è stato rilevato un valore medio pari a 1,30 mg/m³ con un massimo pari a 18,4 mg/m³ ed un minimo pari a 0,15 mg/m³.

TABELLA 2

Valori minimi, massimi e medi della polverosità respirabile espressa in mg/m³ d'aria rilevati in un impianto di essiccazione ed insaccamento di PVC mediante captatori statici e personali

	Valore minimo	Valore massimo	Valore medio
Captatori personali . .	0,28	45,6	5,39
Captatori statici . . .	0,15	18,4	1,30

Nella Fig. 7 sono riportate in ordinate le classi dei valori gravimetrici di polverosità (espressi in mg/m³) ottenuti con i captatori personali; nella Fig. 8 figurano invece i valori ottenuti con captatori statici: in ambedue le figure in ascisse sono riportate le loro frequenze.

Da un confronto delle Fig. 9 e 10 si può rilevare come la concentrazione della polverosità ambientale per oltre il 70 % dei casi sia stata inferiore a 1,0 mg/m³ e come solo per circa il 2% dei casi sia stato superato il valore di 5 mg/m³; per ciò che concerne l'esposizione individuale tale valore è stato superato nel 21 % circa dei casi, con un 8 % dei risultati al disopra dei 15 mg/m³.

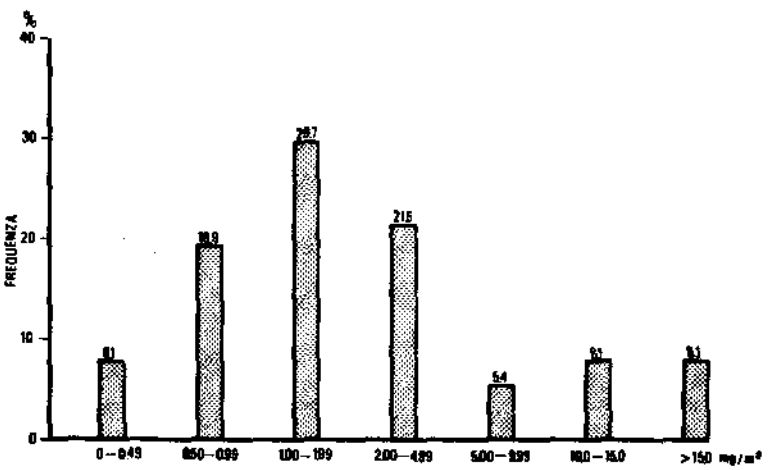

Fig. 7. — Distribuzione delle frequenze nelle diverse classi dei valori di polverosità rilevati con captatori personali.

La frequenza più elevata si riscontra per i livelli di esposizione compresi tra 1 e 2 mg/m³, mentre solo nell'8 % dei casi l'esposizione è stata inferiore a 0,5 mg/m³.

Il complesso dei dati rilevati dimostra come nell'ambiente esaminato esista una elevata polverosità respirabile, più accentuata nelle zone di insaccamento del polimero, sia del tipo in « emulsione » che in « sospensione ».

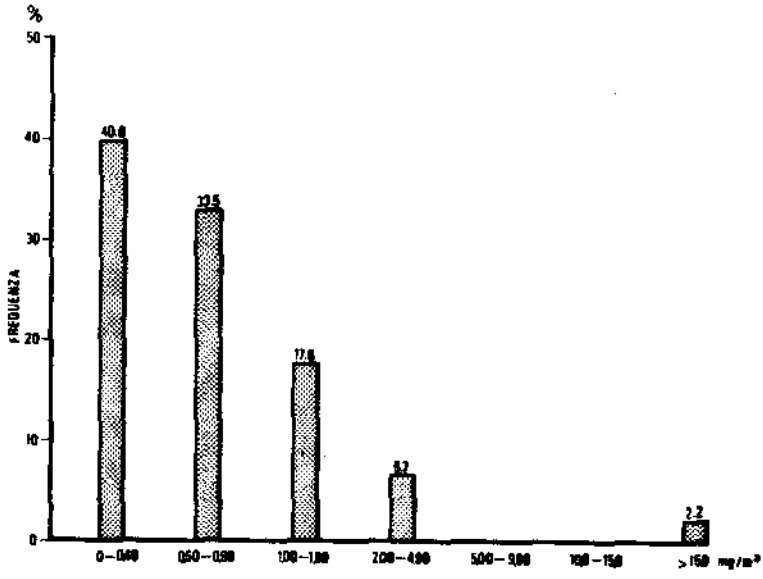

Fig. 8. — Distribuzione delle frequenze nelle diverse classi dei valori di polverosità rilevati con captatori statici.

Nelle due zone si riscontra una polverosità differente, sia per quanto concerne la morfologia delle polveri (sferiche e di diametro inferiore a 0,8 μ per l'emulsione, irregolari e con diametri che possono raggiungere 15 μ per la sospensione) e sia rispetto alla loro concentrazione (media 4,73 mg/m³ nella zona emulsione e 1,26 mg/m³ nella zona sospensione). L'esposizione individuale è per ambedue le zone di insaccamento notevolmente elevata e si aggira intorno ai 5–7 mg/m³, meno grave risulta invece la situazione delle altre sezioni di cui è composto l'impianto.

Questi dati, tenuto presente quanto già ricordato circa la possibile azione pneumoconiogena di tali polveri, rendono necessaria l'adozione di efficienti misure di prevenzione tecnica, od al limite l'automazione totale dell'impianto di insaccamento.

Riassunto. — Vengono riportati i risultati di uno studio sulle condizioni di polverosità ambientale e di esposizione individuale alle polveri in un impianto per l'essiccazione ed insaccamento di PVC in sospensione ed in emulsione. I valori delle concentrazioni di polvere nell'ambiente e dell'esposi-

zione individuale sono stati ottenuti mediante tecniche gravimetriche. Lo studio della morfologia e della distribuzione delle dimensioni delle particelle di polvere è stato condotto mediante analisi al microscopio elettronico, su campioni prelevati dall'atmosfera.

L'analisi morfologica e granulometrica ha mostrato sostanziali differenze tra le particelle prelevate nell'area di insaccamento del polimero in emulsione e quelle prelevate nell'area di insaccamento del polimero in sospensione.

Sono stati rilevati dei valori medi pari ad 1,30 mg/m³ (min. 0,15; max. 18,4 mg/m³) per la polverosità ambientale e pari a 5,39 mg/m³ (min. 0,28; max. 45,6 mg/m³) per l'esposizione individuale.

Summary (*Environmental dust in a plant for the production of polyvinyl chloride.* — The results of an investigation on environmental dust concentration and individual dust exposure in a drying and sacking section of an « emulsion » and « suspension » PVC plant are reported; data on environmental concentration and individual dust exposure have been obtained by gravimetric techniques using similar personal and static dust samplers.

Morphology and particle size distribution have been studied by electron microscopy on airborne dust specimens. Morphological analysis showed remarkable differences concerning shape and size between particles sampled in the « suspension » polymer and « emulsion » polymer sacking sections. Remarkably high mean values concerning dustness have been observed: 1.30 mg/m³ (min. 0.15; max. 18.4 mg/m³) for environmental concentration and 5.39 mg/m³ (min. 0.28; max. 45.6 mg/m³) for individual exposure.

BIBLIOGRAFIA

1. Popow, J. 1969. Influence of polyvinyl chloride (PVC) dust on the rat respiratory system. *Rocz. Akad. Med.* **24**: 1–4.
2. Szende, B., K. Lapis, A. Nemes & A. Pinter. 1970. Pneumoconiosis caused by the inhalation of polyvinyl chloride dust. *Med. Lav.* **61**: 433–436.
3. Frongia, N., A. Spinazzola e A. Bucarelli 1972. Prime osservazioni istologiche su polmoni di animali da esperimento (cavie) esposti alla inalazione di polveri di PVC in ambiente di lavoro. *Boll. Soc. Ital. Biol. Sper.* **48**, 20 bis: 114.
4. Filatova, V. S., I. Balakhonova & E. S. Gronsberg. 1958. Hygienic characteristics of vinyl chloride. *Gig. Tr. Prof. Zabol.* **2**: 6–9.
5. Vertkin Yu. & I. Yu. R. Marmontov. 1970. The state of the bronchopulmonary system in workers engaged in the manufacture of article made of polyvinyl chloride. *Gig. Tr. Prof. Zabol.* **14**: 29–32.
6. Wegman, D. 1975. Intervento alla discussione sul lavoro di Lange C. E. e coll. «Further results in polyvinyl chloride production workers». *Ann. N. Y. Acad. Sci.* **246**: 20–21.
7. Sanna-Randaccio, F. & A. Spinazzola. 1973. Utilité des tests de bronchomotricité à l'acétylcholine en vue du screening fonctionnel respiratoire chez les ouvriers de l'industrie chimique. *Rev. Inst. Hyg. Mines.* **28**: 138–140.