

I policlorodifenili (PCB): igiene industriale e tossicologia ambientale

V. LEONI e M. BIOCCA

Istituto di Igiene dell'Università di Roma

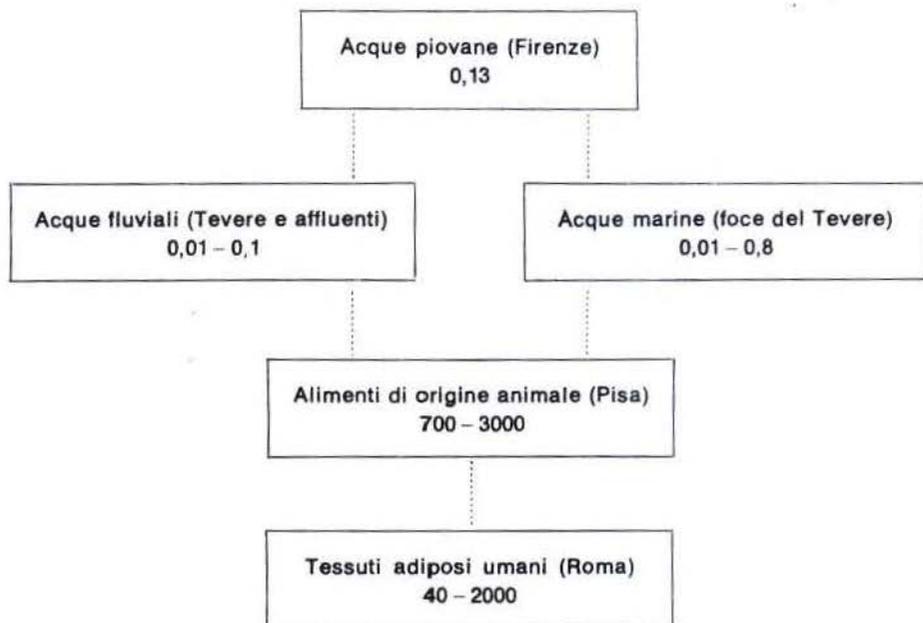
PREMESSA

Possono esistere 210 possibili differenti derivati clorurati del difenile o policlorodifenili (PCB), che si presentano di aspetto fluido, con viscosità crescente proporzionalmente alla percentuale di cloro, dotati di grande stabilità chimica, bassa infiammabilità, bassa volatilità, alta costante dielettrica, scarsa solubilità in acqua ma elevata liposolubilità. Tali caratteristiche rendono i PCB particolarmente resistenti alle degradazioni chimiche che possono avvenire nell'ambiente, ma, d'altra parte, utili per impieghi industriali come fluidi idraulici e lubrificanti non infiammabili, scambiatori di calore, dielettrici, plastificanti, additivi per adesivi, vernici, inchiostri, carte riproduttrici senza carbone, olio da taglio per metalli, olio da immersione per microscopi, ecc.

La produzione industriale è iniziata nel 1929 in USA e si è ben presto diffusa in tutti i Paesi industrializzati: nel solo 1971 ne sono state prodotte globalmente 100.000 tonnellate. In Italia la produzione è iniziata nel 1936 e a tutto il 1975 ne sono state prodotte almeno 25.000 tonnellate.

I vari prodotti commerciali sono composti di miscele di isomeri di difenili a diverso grado di clorurazione, con una percentuale media di cloro in peso variabile di solito tra 21 e 68 %; in essi sono presenti, a volte, impurità estremamente tossiche quali i policlorodibenzofurani (PCDF).

Nel 1966 il ricercatore svedese Jensen dimostrò la presenza dei PCB in alcuni campioni di provenienza ambientale [1]: da quel momento numerosissime indagini sono seguite dimostrando la loro presenza ormai assolutamente ubiquitaria. Anche in Italia sono state effettuate indagini sulla contaminazione da PCB: nella Tab. 1 abbiamo riassunto i dati ottenuti da diversi autori che mostrano la bioconcentrazione a livello dei tessuti adiposi umani [2,3].

Presenza di PCB in Italia*(Dati espressi in ppb = $\mu\text{g}/\text{kg}$)*

Limite proposto dalla E.P.A. per le acque = 0,001

Si deve notare che le proprietà chimiche e fisiche e anche quelle biologiche non dipendono solo dalla quantità di atomi di cloro, ma anche dalla posizione che essi hanno sulla molecola [4].

L'assorbimento per via cutanea, per via inalatoria e per via digerente è facile, mentre il metabolismo, soprattutto delle molecole fortemente clorate, è lento e addirittura nullo nei pesci.

La tossicità acuta di questi composti è modesta (1-10 g/kg di peso corporeo), mentre elevata e preoccupante è la tossicità sub-acuta e cronica, che si manifesta a carico della cute, del fegato, del sistema immunitario, della funzione riproduttiva, etc. Tra l'altro i PCB inducono l'insorgenza di epatocarcinomi in ratti alimentati con queste sostanze per lunghi periodi [5].

È importante notare come le prime osservazioni sugli effetti tossici dei PCB precedano di 30 anni il lavoro di Jensen e si riferiscano proprio ad effetti sull'uomo [6]: furono notati sintomi di carattere sistemico e una patologia cutanea (cloracne) in lavoratori esposti professionalmente. Poche informazioni in più si conoscono a tuttoggi riguardo agli effetti sull'uomo, e in mas-

sima parte esse provengono dagli studi effettuati in seguito a un incidente avvenuto in Giappone nel 1968. Circa 3000 persone rimasero intossicate per aver ingerito olio di riso accidentalmente contaminato con PCB durante la preparazione. La quantità minima ingerita di PCB che dette luogo a manifestazioni patologiche è valutabile nell'ordine di 200-500 mg. I criteri diagnostici usati in quella occasione (epidemia « Yusho ») sono descritti nella Tab. 2. In particolare sono stati evidenziati gli effetti sui bambini nati da madri intossicate durante la gravidanza che confermano il passaggio attraverso la placenta e il latte. Attualmente è in discussione il ruolo che possono avere svolto in questa intossicazione i PCDF.

TABELLA 2

Epidemia Yusho 1968 (Giappone). Etiologia: ingestione di olio di riso contaminato con Kanechlor 400

| Sintomatologia soggettiva | Sintomatologia oggettiva | Sintomatologia cutanea e mucosa | Alterazione parametri clinici |
|---|--|--|---|
| Astenia, cefalea, pesantezza arti | tipo bronchite | iperpigmentazione, congiuntiva viso, gengive, unghie | + PCB nel sangue + lipidi neutri nel siero |
| Dolori addominali . . . | borsiti | eruzioni acneiformi | ipoalbuminemia |
| Tosse, espettorazione . . | neuropatie sensoriali | | anemia, linfocitosi |
| Irregolarità mestruali . . | diminuzione accrescimento neonati anormalità crescita denti | ipersecrezione ghiandole del Meibomio | ipofunzionalità corticosurrenale — tempo di conduzione nervi sensitivi |

(Da: Kuratsune M. e Coll. [7]).

Uno studio effettuato su 72 lavoratori professionalmente esposti fin dagli anni '50, ha mostrato una incidenza particolarmente elevata (3 casi) di melanoma [8].

PARTE SPERIMENTALE

Sulla base di queste premesse abbiamo recentemente iniziato (in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità) una indagine in una industria produttrice di trasformatori elettrici situata nella Provincia di Roma e che rappresenta una situazione esemplare per i seguenti motivi: *a)* precisa motivazione dei lavoratori ad affrontare il problema derivante dall'uso di PCB; *b)* impiego dei PCB come dielettrici da un periodo di tempo sufficientemente prolungato (circa 14 anni); *c)* dimensioni sufficientemente grandi della fabbrica (circa 650 lavoratori impiegati, di cui 550 operai in produzione); *d)* presenza di Rappresentanze Sindacali Aziendali (CdF) in grado di gestire autonomamente le finalità, la metodologia e i risultati dell'indagine; *e)* disponibilità della Direzione Aziendale alla collaborazione.

Un incontro preliminare tra tecnici e CdF ha permesso di impostare il progetto di indagine e la metodologia di lavoro. Su due presupposti importanti si è trovato pieno accordo: *a)* la validità dell'indagine andrà misurata non solo in base ai risultati scientifici conseguiti, ma anche in funzione dei miglioramenti ambientali che sarà possibile proporre e realizzare; *b)* fondamentale è l'apporto attivo dei lavoratori, non solo nella ricostruzione dell'intero ciclo produttivo e nel proporre e gestire l'attuazione delle modifiche, ma anche nell'aspetto conoscitivo dell'identificazione dei rapporti tra causa ed effetti.

La ricerca si muove attualmente verso la determinazione dei livelli di esposizione ai PCB all'interno della fabbrica e dei livelli di contaminazione dei liquidi biologici dei soggetti esposti e del territorio circostante; è iniziata anche una indagine epidemiologica, mediante l'uso di un questionario mirato « partecipato » e assemblee di gruppo, tendente a mettere in luce la presenza di disturbi o malattie legati alla esposizione cronica dei lavoratori attualmente impiegati.

Mentre, infine, è in stato avanzato il complesso lavoro di analizzare l'intera organizzazione produttiva, momento comunque indispensabile non solo alla comprensione dei risultati delle indagini, ma soprattutto a una loro corretta programmazione e alla individuazione di possibili soluzioni di prevenzione, è in previsione lo studio di alcuni parametri fisiologici quali possibili indici precoci di intossicazione.

PRIMI RISULTATI E CONCLUSIONI

Ben pochi risultati si possono per il momento citare, tra i quali: *a)* i PCB sono presenti nella polvere sedimentata sul pavimento dei capannoni di cui è composta la fabbrica a livelli oscillanti tra 100 e 45000 mg/kg; *b)* i PCB sono presenti nell'acqua del canale che scorre accanto allo stabilimento;

c) i PCB sono presenti nel sangue intero dei lavoratori a livelli oscillanti tra 8 e 235 $\mu\text{g/l}$ con una netta differenza statistica tra i livelli medi dei lavoratori esposti a quelli dei non esposti.

Il problema dei PCB è uscito dalla ristretta cerchia degli « addetti ai lavori » solo di recente: bisogna riconoscere che ciò è avvenuto in seguito alle iniziative di un gruppo di lavoratori della Provincia di Milano, che sono riusciti a dargli una rilevanza nazionale e quindi a stimolare iniziative più incisive da parte dell'Autorità Sanitaria, cioè sono riusciti là dove negli anni precedenti avevano fallito almeno una dozzina di pubblicazioni scientifiche.

Occorre ora affrontare due aspetti fondamentali di questo problema: l'individuazione di tutti i lavoratori esposti ai PCB sul territorio nazionale e la regolamentazione di misure preventive atte a controllare la contaminazione delle fabbriche e dell'ambiente. Estremamente complessa è la soluzione del primo problema sia per mancanza strutturale di fonti di informazione sia per gli impedimenti a poter utilizzare dati esistenti, come quelli dell'INAIL ad esempio. Teoricamente più facile, ma sicuramente molto faticosa e dura la realizzazione di una normativa nazionale e soprattutto di una sua accurata applicazione che realizzi realmente il controllo delle sorgenti di contaminazione (si consideri a tal proposito la Direttiva del Consiglio della C.E.E. del 27 luglio 1976 relativo « alle restrizioni in materia di immissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi »).

Riassunto. — Dal 1930 decine di migliaia di tonnellate di policlorodifenili (PCB) sono state prodotte ogni anno dai Paesi industrializzati e, benché fin da allora fossero considerati tossici industriali (cloracne), soltanto nel 1966 venne scoperta la loro presenza e persistenza nell'ambiente, e negli anni successivi ne furono chiariti i meccanismi di bioconcentrazione. Sono stati anche iniziati studi sistematici per valutare la loro tossicità, in particolare a lungo termine.

In Italia, i livelli di contaminazione ambientale da PCB sono abbastanza ben definiti, ma solo ora sono in progresso indagini specifiche di igiene industriale tendenti ad evidenziare i livelli di esposizione dei lavoratori, gli eventuali effetti a lungo termine sullo stato di salute e le relative misure preventive.

Queste indagini sono in corso, tra l'altro, presso una fabbrica di trasformatori sita nella Provincia di Roma, nella quale i PCB sono utilizzati come dielettrici. Si riferisce sulla metodologia seguita e sui primi risultati ottenuti.

Summary (*The polychlorinated biphenyls (PCB): industrial hygiene and environmental toxicology*). — The industrialized countries have been producing, every year from 1929, thousands of tons of polychlorinated biphenyls (PCB). Although it was known from that period the toxic activity of PCB

(chloracne), only from 1966 their presence and persistence in the environment has been detected and their mechanism of bioconcentration studied. Systematic researches to evaluate the mechanism of their toxicity, especially for long period, have been carried out.

The Italian environmental contamination of PCB is quite well defined, but only recently in Italy we have been specifically studying the industrial environment and the professionally exposed workers, to evaluate the exposure levels of PCB, the long term health effects and the possible preventive measures.

In particular we are carrying out a research program in a transformer plant in the Rome area in which PCB are used as dielectrics. The methodological approach and the initial results are described.

BIBLIOGRAFIA

1. JENSEN, S. 1966. A new chemical hazard. *New Sci.* **32**; 612.
2. LEONI, V., BIOCCHA, M. & D'ALESSANDRO DE LUCA, E. 1976. I policlorodifenili nei tessuti adiposi umani: accertamento sperimentale e possibile significato igienico. *Farm., Ed. Prat.* **31**: 57-79.
3. VANNUCCHI, C., CHIMENTI, G., CANESI, R. & TAPONECO, G. 1973. Determinazione dei residui di pesticidi e di policlorodifenili negli alimenti. *Riv. Soc. Ital. Sci. Alim.* **3/4**: 71-82.
4. BIOCCHA, M., MOORE, J. A., GUPTA, B. N. & MCKINNEY, J. D. 1975. Toxicology of selected symmetrical hexachlorobiphenyl isomers: 1) Biological responses in chicks and mice. *National Conference on PCB's*. Chicago, Illinois, USA. pp. 67-72.
5. Environmental Health Criteria n. 2. 1976. Polychlorinated biphenyls and terphenyls. *World Health Organisation*. Geneva.
6. SCHWARTZ, L. 1936. Skin hazards in american industry. Part II. *Publ. Health Bull.* **229**; 1-12
7. KURATSUNE M., MASUDA Y. e NAGAYAMA J. 1975. *Some of the recent findings concerning Yusho*, *National Conference of PCB's*. Chicago, Illinois, Usa, pp. 14-29.
8. BAHN, A. K., ROSENWAIKE, I., HERRMAN, N., GROVER, P., STELLMAN, J. & O'LEARY, K. 1976. Melanoma after exposure to PCB's. *New. Engl. J. Med.* **295**; 450.

Una ipotesi di rischio derivante dall'uso di carte autocopianti

M. MAGGIO (a), F. BENVENUTI (b) e M. D'EMILIO (a)

(a) Servizio Sanitario, Direzione Generale ENPI, Roma

(b) Laboratorio di Chimica Tossicologica, Centro Studi e Controlli, ENPI,
Monteporzio Catone (Roma)

Al Servizio Sanitario dell'ENPI è stato sottoposto il problema di un eventuale rischio derivante dall'uso di carte autocopianti, cioè di quelle carte da copia preparate in modo da essere già di per sé predisposte a produrre una o più copie del foglio originale senza intervento di altri componenti. Queste carte sono, in linea generale, costituite da un substrato di natura cellulosa che presenta, stratificata nell'impasto, una dispersione sufficientemente omogenea di microcapsule contenenti un inchiostro.

La pressione esercitata dal mezzo scrivente, provoca nel punto di scrittura la rottura delle microcapsule e la conseguente fuoriuscita dell'inchiostro, in genere sotto forma di leucoderivato incolore che, per ossidazione all'aria o per reazione con altro reattivo presente nella carta stessa, si trasforma nella forma colorata permettendo così la riproduzione della scrittura (Fig. 1).

È da precisare che in commercio si trovano due tipi di carte autocopianti. Le prime (monosensibili) presentano le microcapsule e l'eventuale reattivo sviluppatore posti entrambi sul fronte della carta che riceve la copia, le seconde (a doppio strato) presentano invece le microcapsule stratificate sul fronte della carta che riceve la copia ed il reattivo sviluppatore sul retro del foglio su cui si scrive.

In genere le prime (monosensibili), caratterizzate dalla presenza di microcapsule più resistenti, sono utilizzate per ottenere un numero limitato di copie; le seconde invece, con fogli a doppio strato (ricetrasmittenti) presentano microcapsule più morbide e permettono di ottenere numerose copie trovando larga applicazione nei centri meccanografici.

Durante l'utilizzazione di queste carte, il contenuto delle microcapsule può essere quindi ceduto e venire a contatto con operatori o nel caso di sem-

plice attività di copia o quando la carta viene ritagliata con conseguente imbrattamento dei bordi.

Il laboratorio chimico del Centro Studi e Controlli dell'ENPI di Monteporzio Catone ha esaminato vari campioni di carte autocopianti provenienti da diverse ditte produttrici.

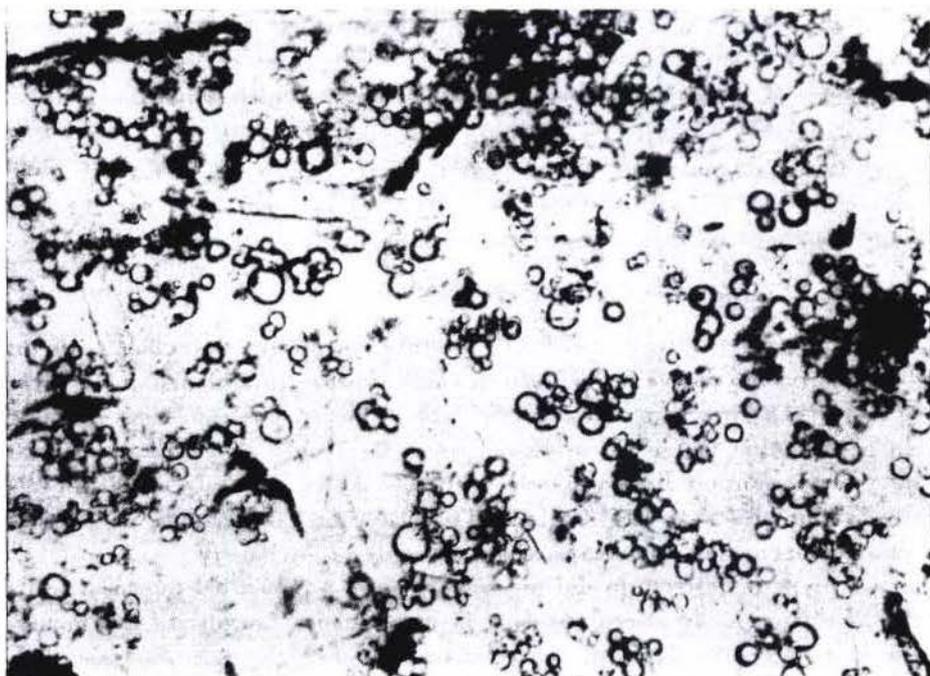


Fig. 1. — Foglio di carta autocopiante diafanizzato visto al microscopio a $400 \times$ ingrandimenti.

Le analisi chimiche hanno portato a stabilire che le microcapsule sono costituite da materiale in resina sintetica del tipo ureaformaldeide (più resistenti alla pressione) o da gelatina (meno resistenti alla pressione). Per esaminare gli inchiostri contenuti nelle microcapsule, le carte sono state sottoposte a sollecitazione meccanica, al fine di ottenere la rottura delle capsule stesse, e quindi estratte in Soxhlet con cloroformio.

La soluzione risultante è stata analizzata direttamente mediante gascromatografia o portate a secchezza. In questo secondo caso si è ottenuto un residuo denso, oleoso, separato nei vari componenti mediante cromatografia su strato sottile (lastra di gel di silice, eluente: esano); questi sono stati quindi analizzati per via gascromatografica e spettrofotometrica nell'infrarosso.

I risultati delle analisi hanno permesso di evidenziare che l'inchiostro è costituito da un solvente, che può essere cicloesano o olio minerale contenente,

nella maggioranza dei casi analizzati, policlorodifenili, ed un colorante organico formato da blu di metilene o da cristal violetto (*).

In base ai risultati delle analisi e sulla scorta delle modalità d'uso delle carte autocopianti è possibile ipotizzare la concretizzazione di un rischio, derivante dalla loro utilizzazione. È noto infatti che gli oli minerali, i coloranti, il cicloesano, i policlorodifenili sono tutti composti dotati di una loro più o meno marcata e tipica patogenicità [2].

Teoricamente si può pensare ad un meccanismo di contatto o per inalazione, specie negli ambienti dove viene facilitata l'evaporazione dei componenti presenti nelle microcapsule (tipiche condizioni sono quelle derivanti dall'aumento di temperatura dovuto alle particolari tecnologie di centri meccanografici con conseguente notevole dispersione termica).

Comunque le osservazioni cliniche relative agli addetti all'uso di carte autocopianti sono, per quanto di nostra conoscenza, ancora limitate. I disturbi lamentati sono a carico essenzialmente della cute con quadri non univochi in cui prevale il prurito, associati a disturbi generali non specifici (ad esempio: nausea e soprattutto cefalea) ed ad una disagiata sensazione olfattiva. Inoltre in giovani donne che lavoravano in vicinanza di un calcolatore sono stati osservati fenomeni irritativi alla cute delle palpebre e delle mani, manifestazioni tipo acne (che potrebbero essere messe sul conto dei policlorodifenili). Si tratta tuttavia di evidenze limitate e comunque poco specifiche e non univoche.

Scopo di questa segnalazione è quindi quello di attirare l'attenzione dei medici del lavoro per ricercare la eventuale patologia degli addetti all'uso di queste particolari carte.

Il controllo biologico dovrà in altri termini verificare se ed in quale misura si può affermare che il suddetto uso comporti una concretizzazione del rischio teorico evidenziato ed il tipo e le caratteristiche della patologia risultante.

Riassunto. — Sulla base di indicazioni pervenute al Servizio Sanitario dell'ENPI, sono stati esaminati alcuni tipi di carte autocopianti attualmente in uso in Italia.

Le relative analisi hanno permesso di evidenziare la presenza in esse di microcapsule contenenti una miscela di inchiostri e solventi nella cui composizione figurano anche oli minerali ed a volte policlorodifenili. Esiste quindi la possibilità della concretizzazione di un rischio professionale nei confronti

(*) Secondo i dati riportati dalla letteratura risulta, tuttavia, che si possono trovare anche altri coloranti organici quali i derivanti del trifenil metano, dei fluoroni, delle leucoauramine etc. miscelati in modo da ottenere diverse colorazioni [1].

degli addetti all'uso delle carte autocopianti. Si rende necessaria pertanto una specifica ricerca di segni e sintomi che possano convalidare l'ipotesi del suddetto rischio.

Summary (*Risk hypothesis in the use of « carbon less copy paper ».* — Some kinds of « carbon less copy-paper » presently used in Italy were examined. The analysis showed the presence on the paper of microcapsules containing special inks formed by organic dyes dissolved in mineral oil and, sometimes, polychlorobifenils. Therefore there is a possible risk for the workers using carbon less copy-paper. It is necessary therefore to complete the research in order to demonstrate this hypothesis also from biological point of view.

BIBLIOGRAFIA

1. USAI, A. & CORAZZA, L. 1974. Sulla igienicità delle carte per copie. *Rass. Chim.* 2: 106-108.
2. *Handbook of poisoning*. 1973. 18^o R. H. Dreisbach (Ed.), pp. 138-139.

Problemi di igiene ambientale nell'industria dell'abbigliamento in relazione a tessuti trattati con formaldeide

A. GRANATI e R. LENZI

I Cattedra di Medicina del Lavoro, Università di Roma

RIASSUNTO

In seguito alle diffuse manifestazioni irritative della cute e delle mucose verificatesi nell'industria dell'abbigliamento in questi ultimi anni, sono stati effettuati dal 1974 al 1977 rilevamenti di numerose sostanze chimiche usate nella preparazione e nel trattamento dei tessuti.

Di particolare interesse è risultata la formaldeide abitualmente usata come « antipiega » nei tessuti freschi di fibre prevalentemente cellulosiche e sintetiche. I valori di concentrazione ambiente al taglio, cucito e stiro, sono apparsi sempre più bassi del corrispondente TLV, mentre il contenuto di formaldeide totale, sottoflusso di vapore ed in particolare di formaldeide libera nei tessuti è apparso molto elevato.

Questi rilevamenti e l'andamento clinico hanno dimostrato inequivocabilmente che l'agente responsabile è da ricercarsi nella formaldeide che ha esplicato la sua azione dannosa per contatto diretto con la cute, le congiuntive e le mucose delle prime vie respiratorie. Le misure di prevenzione adottate: intensificazione del controllo dell'ambiente di lavoro, analisi del contenuto di formaldeide nei tessuti posti in lavorazione, intensificazione delle visite di controllo, intensificazione delle pulizie generali, sistemi aspiranti su macchina da cucire e sulle presse per lo stiro, vaporissaggio e decattizzo, trattamento dei tessuti nella fase di finitura con gliossale, hanno portato soltanto ad una modesta remissione delle manifestazioni. Pertanto viene suggerito un provvedimento analogo a quello risultante dalla legge giapponese n. 112 del 12 ottobre 1973 che stabilisce limiti di contenuto in formaldeide libera nei tessuti da non superare; legge diretta agli utenti di abiti ma che rappresenta anche un valido mezzo di prevenzione per i lavoratori dell'industria dell'abbigliamento.

Summary (*Problems of environmental hygiene in the clothing industry in relation to cloth treated with formaldehyde*). — During the years 1974 to 1977, surveys were made on many chemical substances used in the preparation and treatment of cloth, because of the many symptoms of skin and mucous irritations which had manifested themselves in the clothing industry in this period.

Formaldehyde (CH 20) habitually used in the form of an « antcrease » for cloth composed of synthetic and cellulose fibres is particularly interesting. The values of concentration in the cutting rooms, sewing rooms and ironing rooms, seem always to be lower than the corresponding TLV, whilst the total contents of formaldehyde in the form of vapour and in particular in the cloth is very high.

These surveys and the course of the illness have clearly demonstrated that the responsible agent is to be found in the formaldehyde which has had a detrimental effect on the skin, congiuntiva and the mucous of the respiratory system.

The preventive measures adopted have been the following: intensification of the controls in the working environment; analysis of the percentage of formaldehyde content in the cloth which is to be used; intensification of the check-up; intensification of the general cleaning up; aspirators mounted on the sewing, ironing, drycleaning machines, presses and vaporissage; intensification of treatment of the cloth with gliossale.

The result however, has been only a slight improvement of the situation.

A proposal therefore has been suggested, similar to that resulting from the Japanese law n. 112 dated october 12, 1973, which establishes a limit of the formaldehyde content in the cloth.

This law was designed to protect the consumer, but it also represents a valid means of protection for the workers of the clothing industry.

Studio dell'efficienza del campionamento su carbone attivo del difluorometil-2-cloro-1,1,2 trifluoro etil etere e del 1,1,1, trifluoro-2-cloro-2-bromo etano e sua applicazione in alcune sale operatorie

T. VALENTE, L. PANE e D. CHIAPPERINI

Istituto di Medicina del Lavoro, Università di Genova

INTRODUZIONE

Nell'ultimo ventennio sono stati sintetizzati e sperimentati clinicamente diversi nuovi anestetici fluorurati. Fra questi particolare rilevanza hanno assunto il Fluotano o Alotano (1, 1, 1 trifluoro-2-cloro-2-bromo etano) sintetizzato nel periodo 1956-1958 e l'Ethrane o Enflurane (difluorometil-2-cloro-1, 1, 2 trifluoro etil etere) sintetizzato nel triennio 1961-1963 [1].

Dal punto di vista tossicologico, le informazioni attuali sui due composti sono vaghe e discordanti. Se da un lato alcuni AA. hanno eseguito esperimenti su animali non rilevando particolari danni a carico del fegato degli stessi [2,3], altri hanno riscontrato una varia e diffusa sintomatologia (in particolare tachicardie e cefalee) fra gli addetti alle sale operatorie (anestesiisti, infermieri, ecc.) dopo l'uso di queste sostanze [4].

Scopo di questo lavoro è stato lo studio di un metodo per il loro campionamento e la valutazione dell'inquinamento di alcune sale operatorie in rapporto alla ventilazione delle stesse.

PARTE SPERIMENTALE

Le due sostanze prese in esame hanno caratteristiche fisiche simili.

I pesi molecolari sono rispettivamente di 184,5 e di 197,4, le temperature di ebollizione di circa 56 °C e di 50 °C; i pesi specifici sono 1,52 g/cm³ e 1,87 g/cm³ e le tensioni di vapore a 20 °C sono rispettivamente 180 mm di Hg e 242 mm di Hg.

Per la captazione quantitativa delle due sostanze, abbiamo aspirato l'aria attraverso fiale contenenti carbone attivo. La prima verifica che ci siamo proposti è stata quella della capacità da parte del carbone attivo di assorbire i vapori e di non cederli anche nel caso che la fiala fosse lavata da aria pulita. Abbiamo pertanto posto all'interno di una camera sferica, avente volume di 10 l, un campionatore SP-1 della A. J. Sipin con una testina campionatrice avente una fialetta contenente due strati di carbone attivo: il primo, analitico, da 100 mg ed il secondo, di riferimento, da 50 mg. La portata è stata regolata a 200 ml/min. L'aria della camera d'inquinamento è stata mantenuta in agitazione tramite un piccolo ventilatore. Abbiamo iniettato attraverso un setto poroso una quantità costante di Ethrane ed esaminato a tempi crescenti la quantità assorbita dai due strati di carbone attivo. Abbiamo ripetuto l'esperimento con quantità crescenti di Ethrane (200, 1000, 2000 mg/m³) ed analogo procedimento abbiamo seguito per il Fluotano.

Immediatamente dopo l'interruzione del prelievo, i due strati di carbone attivo sono stati posti in recipienti diversi ed estratti separatamente tramite solfuro di carbonio per analisi della Merck.

Le soluzioni sono state analizzate mediante gascromatografo Hewlett-Packard mod. 5830 A con una colonna di acciaio di Carbowax 20M al 10 % su Chromosorb AW DMCS 80/100 mesh in temperatura programmata da 50 a 100 °C a 10 °C min sotto flusso di N₂ a 30 ml/min. I picchi delle due sostanze sono risultati sufficientemente simmetrici ed i tempi di ritenzione erano compresi fra 5 e 6 min.

Le aree sono state integrate direttamente dall'apparecchio e stampate dal GC Terminal 18850 a della stessa ditta.

Abbiamo riportato in grafico le quantità di sostanza campionate a tempi crescenti per tutte le serie di prelievi eseguiti alle varie concentrazioni suddette: con entrambe le sostanze i grafici hanno dato un andamento analogo.

Nella Fig. 1 viene mostrato il grafico generico per una quantità di anestetico q₀. Si può notare che al tempo di massimo assorbimento (che è risultato praticamente costante alle diverse concentrazioni), tutta la quantità introdotta era stata captata dai due strati di carbone attivo.

La parte di riferimento conteneva sempre quantità molto piccole di sostanza: fino al tempo T₀ questa quantità era inferiore all'1 % per poi salire lievemente al di sopra di questo valore per tempi superiori a 2 T₀.

Aspirando aria pulita per lunghi periodi (3, 4 volte T₀), attraverso la fiala, il passaggio nella *couche* di riferimento diveniva sempre più rilevante, indicando quindi un lavaggio del carbone attivo da parte dell'aria stessa. Ciò coincide con la teoria dell'equilibrio fra la concentrazione assorbita e quella presente nell'aria.

Abbiamo verificato che anche brevi esposizioni (10 min) del campionatore a concentrazioni superiori a 5000 mg/m³ hanno come conseguenza un considerevole passaggio di anestetico nella parte di riferimento del carbone attivo. Da queste osservazioni si deduce che sono più attendibili campionamenti di breve durata.

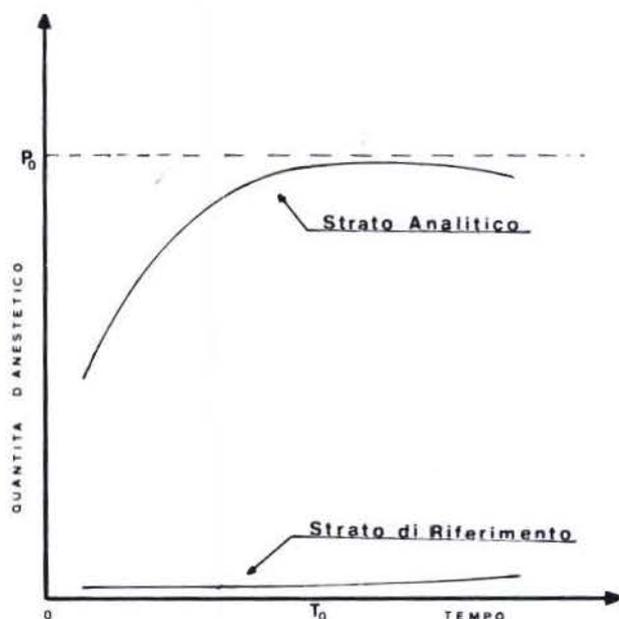


Fig. 1. — Curva d'assorbimento degli anestetici nei due strati della fialetta.

INDAGINI AMBIENTALI

Su richiesta della Direzione Sanitaria di un Istituto Ospedaliero, abbiamo esaminato le sale operatorie di quest'ultimo al fine di stabilire l'entità dell'inquinamento delle stesse da parte dell'Ethrane e del Fluotano. Anche in questo caso gli anestesisti e gli infermieri lamentavano frequenti cefalee e sporadici casi di tachicardia. L'anestesia era effettuata in tutte le sale a circuito aperto.

L'indagine si è basata sulla valutazione delle concentrazioni di anestetici presenti e del numero di ricambi d'aria esistenti.

Consideriamo dapprima i ricambi d'aria: in tutte le sale la immissione dell'aria avveniva dal soffitto e l'aspirazione era effettuata sia dal soffitto che dalla parete a circa 40 cm dal suolo in posizione diametralmente opposta all'immissione.

I valori medi di velocità dell'aria alle singole boccole determinati mediante serie di misure con anemometro LSI mod. ANM-O, ponevano in evidenza la mancanza di un bilanciamento fra le varie boccole di emissione ed in particolare fra quelle in alto e quelle in basso.

Questo bilanciamento è infatti necessario in considerazione degli elevati pesi molecolari delle due sostanze e quindi della loro facilità di stratificazione in basso. Pertanto è ovvio che l'aspirazione debba avvenire principalmente dal basso in maniera tale che l'aria immessa non venga cortocircuitata completamente dalle aspirazioni situate a soffitto.

Globalmente abbiamo comunque accertato la presenza di 4 ricambi d'aria orari contro gli 8 previsti all'atto della progettazione dell'impianto, risalente ad oltre 10 anni fa.

Per quanto riguarda la valutazione quantitativa dell'inquinamento da anestetici, abbiamo fatto indossare alcuni campionatori personali SP-1 ad anestesisti ed infermieri al fine di valutare la reale esposizione delle singole persone a seconda del tempo trascorso in sala operatoria; inoltre sono stati eseguiti prelievi ambientali nelle varie sale utilizzando gli stessi apparecchi.

Nella Tab. 1 sono riportati i risultati medi ottenuti nel 1° Padiglione Chirurgico, ove si utilizzano ambedue gli anestetici, anche se in sale operatorie diverse. Da questi dati si può notare l'elevato inquinamento da Ethrane presso l'anestesista della sala di chirurgia generale, che pure restava nella stessa sala solo per circa il 50 % del periodo di campionamento. Inoltre si può rilevare l'inquinamento reciproco delle sale causato dallo sbilanciamento dell'impianto di ventilazione che generava un richiamo di aria inquinata da una sala all'altra.

TABELLA 1

**Concentrazioni di Ethrane e Fluotano nelle Sale Operatorie
del I Padiglione Chirurgico**

| MODALITÀ DEL PRELIEVO | Ethane mg/mc | Fluotano mg/mc |
|--|-----------------|-------------------|
| Anestesista (50 % del tempo in Sala Operatoria - Anestetico usato Ethrane) | 1532 | 260 |
| Ambiente Sala Protesi (Anestetico usato Fluotano) | 83 | 265 |
| Ambiente Sala Ortopedia (Anestetico usato Fluotano) | 72 | 424 |
| Ambiente Sala di Chirurgia Generale (Anestetico usato Ethrane) | 115 | 26 |
| Ambiente generale dopo le pulizie | — | 10 |

Nella Tab. 2 sono riportate le concentrazioni medie di Ethrane del IV° Padiglione Chirurgico oltre a quelle di alcuni rilievi ambientali.

In queste sale si utilizzava solo Ethrane. Si può notare come l'anestesista che trascorre solo un terzo del tempo di campionamento in sala operatoria, sia esposto ad una concentrazione media di Ethrane pari a circa il 35 % di quella cui è esposto il suo collega che non si muove dalla sala stessa. An-

TABELLA 2

Concentrazioni di Ethrane nel IV Padiglione Chirurgico

| MODALITÀ DEL PRELIEVO | Ethane mg/mc |
|--|-----------------|
| Anestesista (sempre in Sala Operatoria) . | 1692 |
| Anestesista (1/3 del tempo in Sala Operatoria) | 584 |
| Anestesista (sempre in Sala Operatoria attigua ove non si utilizzava Ethrane) | 46 |
| Infermiere (preparazione pazienti) | 289 |
| Ambiente (1 m di altezza - 2,5 m dal tavolo operatorio) | 147 |
| Ambiente (1 m di altezza - 2,5 m. dal tavolo operatorio - durante le pulizie) | 28 |

che in questo caso si rileva un inquinamento reciproco delle sale, in quanto l'anestesista che non usa Ethrane, ma opera in una sala comunicante con la precedente, è esposto ad una concentrazione di anestetico discreta.

A seguito di questi dati fu consigliata una ristrutturazione completa dell'impianto di ventilazione.

CONCLUSIONI

Il campionamento in fiale di carbone attivo si è mostrato sufficientemente idoneo per determinare l'inquinamento da Ethrane e Fluotano, pur con i limiti dovuti alla durata del prelievo.

I dati rilevati hanno mostrato la necessità di ventilare opportunamente le sale operatorie ove si usano queste sostanze. Riteniamo peraltro che una ventilazione eccessiva dei locali risulti negativa sotto diversi punti di vista. Siamo pertanto dell'opinione che un risultato migliore si potrebbe ottenere distribuendo in maniera più razionale le aspirazioni dell'aria.

Riassunto. — Gli AA. hanno determinato l'efficienza del campionamento dell'Ethane e del Fluotano su fiale di carbone attivo tramite misure in una camera di inquinamento, dimostrando la validità del metodo per rilievi di breve durata e con valori di inquinamento costanti nel tempo, mentre la presenza di punte anche brevi invalida il rilievo.

Sono state altresì effettuate alcune determinazioni dei due anestetici in alcune sale operatorie in relazione ai ricambi d'aria esistenti.

Summary (*Study of the sampling by charcoal adsorption tubes of Ethrane and Fluotane and its application in some operating-theatres*). — The AA. determined the charcoal efficiency for the sampling of the Ethrane and Fluotane by measurements in pollution room, showing the method validity for brief sampling and with constant pollution value, whereas the presence of peaks make useless the sampling.

They determined also the concentration of the anaesthetics in some operating-theatres in relation to the existing ventilation.

BIBLIOGRAFIA

1. DAMIA, G. & TORRI, G. 1974. *Simposio Nazionale sull'Ethrane*. Ed. Anestesia e Rianimazione, Roma.
2. ZUNINO, E., BALESTRA, L., GHIO, G. & BRODASCA, A. 1975. Descrizione di un sistema biologico atto a valutare l'azione dei farmaci a bassa tossicità acuta. *Anest. Rianim.* **16**: 279-316.
3. ZUNINO, E., BALESTRA, L., GHIO, G. & BRODASCA, A. 1976. Effetti della somministrazione di Ethrane sulla struttura del polmone. *Min. Anest.* **42**: 683-694, 765-778, 843-848.
4. *Incontri di Anestesia e Rianimazione*. Vol. XI, 1976.

Cadmio come inquinante dell'aria

S. CERQUIGLINI MONTERIOLO, G. CECCHETTI, G. ZIEMACKI,
M. A. BERTOLACCINI, G. VIVIANO e L. MUSMECI

Istituto Superiore di Sanità - Roma
Istituto di Medicina del Lavoro dell'Università Cattolica, Roma

PARTE GENERALE

Premessa

Il cadmio è un elemento non essenziale per l'uomo; è presente come contaminante nei cibi, nell'acqua e nell'aria; questa sua presenza deriva dai molti impieghi nell'industria.

Circa dal 45 al 70 % della produzione di cadmio [1] è consumata per rivestimenti di ferro, acciaio, leghe di rame, leghe di alluminio con tecniche di elettrodeposizione, immersione e spruzzaggio a caldo. Il cadmio è inoltre un costituente comune in leghe a basso punto di fusione insieme con metalli quali bismuto, piombo e stagno. Leghe contenenti cadmio sono usate nella produzione di supporti per aavioggetti e motori a combustione interna. Leghe per saldature a base di argento, ma contenenti anche cadmio, rame e zinco, sono comunemente usate per giunzioni nell'industria elettrica ed elettronica.

Altro uso del cadmio è quello relativo ai suoi composti impiegati come coloranti in vari materiali quali pitture, smalti, rivestimenti ceramici, gomme e vetri; sali di cadmio sono anche usati come stabilizzanti nelle materie plastiche, soprattutto nel PVC. Questi prodotti rappresentano circa il 25-35 % del totale del consumo di cadmio.

La produzione di cadmio è passata dalle 28.288 ton del decennio 1930-40 alle 124.207 ton del decennio 1960-70; approssimativamente si è calcolato che circa il 70 % della produzione mondiale di cadmio si sia ottenuta in questi ultimi 20 anni [2].

Tossicità e limiti nell'aria ambientale

La tossicità acuta del cadmio per inalazione ed ingestione è nota da molti anni; i due principali organi bersaglio sono rispettivamente i polmoni ed il tratto gastrointestinale; la sua tossicità cronica in lavoratori esposti a polveri

sospese nell'aria e da fumi contenenti cadmio è stata già riportata da Friberg [3], e, pertanto, in molti Paesi sono già stati stabiliti limiti di esposizione applicabili agli ambienti di lavoro, alcuni dei quali sono riportati nella Tab. 1. Da notare che, in diversi Paesi, vengono fissate concentrazioni limite differenti per fumi e polveri. Tale differenza trova giustificazione nella diversa meccanica di penetrazione fino alle vie aeree profonde da parte delle forme in cui i composti del cadmio sono presenti nell'aria.

TABELLA 1

Valori di concentrazione limite per il Cd negli ambienti di lavoro

| P A E S E | | Valori di concentrazione limite in mg/m ³ (come Cd) | |
|--------------------|--------------------------|---|-----------------------------|
| | | Valore ponderato (8 ore) | Valore di punta (30 min) |
| Italia | polveri e sali | 0,050 | |
| | fumi | 0,010 | |
| Gran Bretagna | polveri | 0,200 | |
| | fumi | 0,050 | |
| USA | ACGIH { | polveri e sali | 0,050 (TWA) |
| | | fumi | 0,050 (TWA) |
| | NIOSH | polveri e fumi | 0,040 (TWA) |
| URSS: | fumi | 0,100 | |
| Finlandia: | polveri e fumi | 0,010 | |
| Svezia: | polveri e fumi | 0,020 | |
| Germania Federale: | polveri | 0,100 | |

I fumi di cadmio vengono considerati, in virtù della loro bassa granulometria e conseguente maggiore capacità di penetrazione, più tossici delle polveri contenenti cadmio; per queste ultime la tossicità è strettamente in rapporto con la loro composizione chimica che influisce sulla solubilità nel tessuto polmonare.

Si ritiene che circa il 64 % del cadmio che raggiunge le vie polmonari profonde possa essere assorbito, il che consente di ipotizzare che dal 13 al 19 % del cadmio inalato dall'aria ambiente possa essere assorbito.

Ricerche epidemiologiche condotte su lavoratori suggeriscono che una ripetuta esposizione di 8 ore a concentrazioni attorno ai 20 µg/m³ di polveri « respirabili » contenenti cadmio (diametro delle particelle minore di 5 µ)

può indurre leggere alterazioni funzionali in alcuni individui dopo meno di 20 anni di esposizione [4].

Per quanto riguarda l'intossicazione cronica derivata dalla esposizione a lungo termine a moderate concentrazioni di cadmio, gli organi bersaglio principali sono i polmoni ed i reni; sono state anche segnalate nell'uomo alterazioni delle ossa, del sistema ematopoietico e del sistema cardiovascolare. Una azione carcinogenica è stata certamente dimostrata in animali da esperimento, ed alcuni studi hanno segnalato una certa correlazione nell'uomo tra esposizioni al cadmio e l'insorgere di tumori maligni, ma i dati finora raccolti sono troppo scarsi per consentire di trarre conclusioni definitive.

Per gli spazi non confinati non sono stati ancora definitivamente stabiliti criteri di qualità dell'aria per il cadmio; la OMS come risultato delle discussioni avvenute in seno al gruppo di esperti che si occupano di questo argomento, riconosce, in un documento preliminare distribuito nel 1974 che, per quanto riguarda gli eventuali effetti sulla popolazione generale, i rapporti tra la concentrazione del cadmio nell'aria e l'insorgenza di effetti sulla salute pubblica non erano ancora ben stabiliti. Soltanto il Giappone, a quell'epoca aveva riportato alcuni effetti sulla popolazione generale, mentre l'elevata correlazione tra cadmio nell'aria e mortalità da malattie arteriosclerotiche denunciate da Carrol nel 1966 a seguito di studi epidemiologici [5] non era stata più confermata come rapporto causa/effetto. Ciò nonostante, già nel 1971, l'OMS raccomandava che venissero attuati tutti gli sforzi necessari per diminuire la presenza del cadmio nell'aerosol atmosferico in vista della incertezza esistente sui rapporti causa/effetto per questo inquinante.

La CEE ha predisposto, recentemente (1977), un esauriente documento che riporta lo stato attuale delle conoscenze sui rapporti causa/effetto per il cadmio atmosferico [4].

In tale documento viene proposta una prima stima dei livelli soglia di effetto sull'uomo, che, nel caso particolare della assunzione attraverso la respirazione, è stata calcolata in $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la concentrazione di cadmio nell'aria ambiente necessaria per raggiungere nella corteccia renale una concentrazione critica di cadmio per soggetti di 50 anni con una ventilazione di $20 \text{ m}^3/24$ ore.

Norme di qualità dell'aria per il cadmio, applicabili all'ambiente non confinato, non risultano emanate ancora nella maggior parte dei Paesi a grande sviluppo industriale; solo il Giappone ha stabilito un limite provvisorio di $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un massimo di $2,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la concentrazione nell'aria ambiente, nonché $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ per le emissioni. Sempre relativamente alle emissioni nell'aria, la Germania Federale ha imposto dei limiti di concentrazione pari a $20 \text{ mg}/\text{m}^3$ per i composti del cadmio solubili nel tratto respiratorio e digestivo; la Jugoslavia, infine, ha emanato uno standard di qualità dell'aria nazionale per il cadmio pari a $0,003 \text{ mg}/\text{m}^3$ per 24 ore e $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ per 30 minuti.

TABELLA 2

**Confronto tra le concentrazioni medie annuali di Cd
di alcune aree urbane in $\mu\text{g}/\text{m}^3$**

| | |
|------------------------------|-----------------|
| Roma | 0,0034 — 0,0106 |
| Polonia (10 città) | 0,0020 — 0,0510 |
| Monaco | 0,0069 — 0,0110 |
| Tokio | 0,0100 — 0,0530 |
| Cincinnati | 0,0017 — 0,0034 |
| Belgio (5 città) | 0,0029 — 0,5070 |

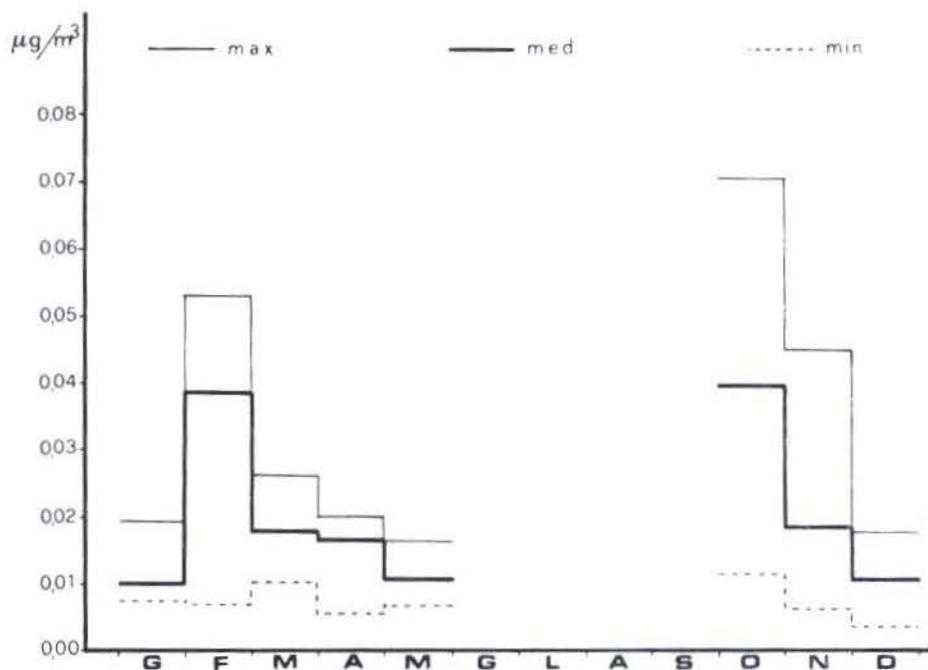


Fig. 2. — Andamento mensile del cadmio nell'aria di Marghera.

L'andamento delle concentrazioni medie mensili di cadmio sia a Marghera che, più marcatamente, a Venezia, mostra delle irregolarità. I valori più elevati riscontrati non sono correlabili con le eventuali emissioni della zona industriale, in quanto il confronto fatto in base all'andamento dei venti

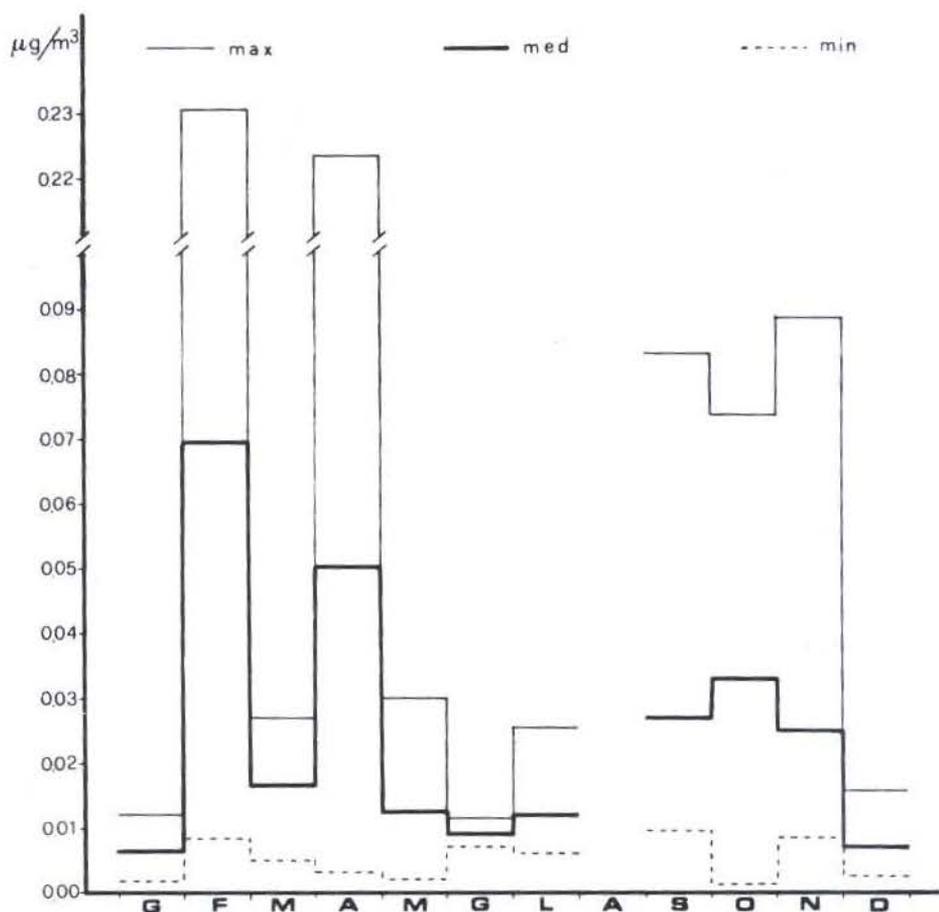


Fig. 3. — Andamento mensile del cadmio nell'aria di Venezia.

non permette tale correlazione. Le punte di inquinamento trovate sembrano, pertanto, del tutto casuali nel senso che, almeno in questa prima indagine, non siamo stati in grado di evidenziare l'eventuale fonte inquinante responsabile dei valori di punta trovati.

Nella zona di Marghera e Venezia le concentrazioni mensili variano rispettivamente nell'ambito da 0,0102 a 0,0397 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e da 0,0063 a 0,0694 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nella Fig. 4 viene infine riportato l'istogramma relativo all'andamento delle concentrazioni medie giornaliere del cadmio riscontrate in zona industriale caratterizzata dalla presenza di un grosso petrolchimico. Si evidenzia una certa variabilità contenuta in un intervallo di concentrazioni che va da valori inferiori a 0,0010 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ad un massimo di 0,0213 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

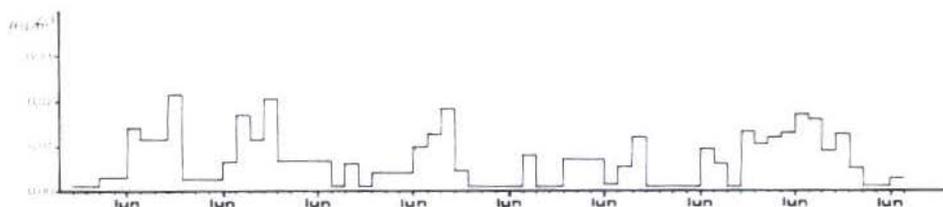


Fig. 4. — Andamento giornaliero del cadmio nell'aria di una zona industriale.

La Tab. 3 riporta un quadro riassuntivo delle concentrazioni giornaliere riscontrate nelle località esaminate, nel quale sono stati indicati anche alcuni valori bibliografici di confronto [7,8,12]. Dalla tabella si può osservare come le concentrazioni rilevate a Venezia ed a Marghera, in prossimità di una zona

TABELLA 3

Concentrazioni medie giornaliere di Cd riscontrate nell'aria delle zone esaminate ($\mu\text{g}/\text{m}^3$): confronto con dati bibliografici

| | Max | Min. | Medio |
|--|--------|---------|--------|
| Roma (10 mesi) | 0,0194 | 0,0017 | 0,0070 |
| Venezia (11 mesi) | 0,2234 | 0,0012 | 0,0223 |
| Marghera (8 mesi) | 0,0704 | 0,0037 | 0,0199 |
| Zona industriale (2 mesi) (senza fonderia zinco) | 0,0213 | 0,0010 | 0,0067 |
| USA: zona industriale (con fonderia zinco) | 0,69 | — | 0,29 |
| Belgio: | | | |
| zona rurale | — | 0,00096 | — |
| zona urbana | 0,05 | 0,006 | — |

industriale molto complessa, siano più alte di quelle rilevate nella zona di Roma, tipicamente urbana, e di quelle rilevate in zona industriale caratterizzata dalla presenza di uno stabilimento petrolchimico dove, però, non esistono fonderie di zinco o altre fonti caratteristiche per le emissioni di cadmio. Ovviamente il valore del cadmio atmosferico riportato per la zona rurale è molto inferiore.

CONCLUSIONI

Questi dati hanno permesso di effettuare un primo « flash » sull'inquinamento atmosferico da cadmio per spazi non confinati, prendendo in esame aree con caratteristiche diverse in modo da avere una panoramica generale su un problema di recente attualità.

Questa prima verifica, effettuata in aree urbane ed in zone industriali, permetterà di seguire gli eventuali andamenti nel tempo per questo inquinante e potrà fornire elementi conoscitivi qualora anche per il cadmio verrà affrontato il problema di fissare norme di qualità atmosferica in sede nazionale.

Riassunto. — Sono state determinate le concentrazioni giornaliere di cadmio atmosferico, per un periodo di un anno, in tre aree urbane italiane aventi caratteristiche diverse.

I risultati ottenuti sono compresi nei seguenti intervalli: Roma, 0,0017–0,0194 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Venezia, 0,0012–0,2234 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e Marghera, 0,0037–0,0704 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vengono anche presentati alcuni valori per le emissioni di inceneritori di rifiuti solidi urbani.

Sono, inoltre, brevemente discussi le origini, gli effetti e la legislazione riguardante il cadmio atmosferico.

Summary (Cadmium as air pollutant). — Daily concentrations of airborne cadmium has been determined for a year in three italian urban areas presenting different characteristics. Results obtained are in the following ranges: Rome, 0,0017–0,0194 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Venice, 0,0012–0,2234 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and Marghera, 0,0037–0,704 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Some data for urban incinerators emissions are also presented.

Origin, effects and legislation concerning airborne cadmium are briefly discussed.

BIBLIOGRAFIA

1. VERSAR INC. 1974. Microeconomic analysis of the usage of various toxic substances. EPA contract n° 68-01-2926, Progress. Report n° 1 to 5. Springfield.
2. U.S. BUREAU OF MINES, 1973. Mineral Yearbook for 1971, vol. 1. Minerals, metals, facts, G.P.O., Washington D.C.
3. FRIBERG, L. 1950. Health hazards in the manufacture of alkaline accumulators with special reference to chronic cadmium poisoning. *Acta Med. Scand.* **138**, Suppl. 240.
4. COMMISSIONE DELLE COMUNITÀ EUROPEE. Valutazione dell'impatto del cadmio sulla salute dell'uomo, pag. 87. Lussemburgo, gennaio 1977.
5. CARROL, R. E. 1966. The Relationship of cadmium in the air to cardiovascular disease death rates. *J. Amer. Assoc.* **198**: 267.

6. PAGE, A. L. & BINHAM, F. T. 1973. Cadmium residues in the environment. *Residues Rev.* 48: 1.
7. FRIBERG, L., PISCATOR, M., NORDBERG, G. F. & KJELISCROM, T. 1974. *Cadmium in the Environment* - 2nd Ed. CRC Press Inc., Cleveland, OHIO.
8. HEINDRYCKX, R., DEMUYNCK, M., DAMS, R., JANSSENS, M. & RAHN, R. A. 1973. Mercury and cadmium in Belgian aerosols. In: *European Colloquium - Problems of the Contamination of Man and His Environment by Mercury and Cadmium*. CEC - Luxembourg.
9. CREASON, J. P., McNULTY, O., HEIDERSHEIR, L. T., SWANSON, D. H. & BUECHLEY, R. W. 1972. Roadside gradients in atmospheric concentrations of cadmium, lead and zinc. In: *Trace Substances in Environmental Health, V. A. Symposium*, Hemphill D. D. Ed. Univ. of Missouri Press, Columbia.
10. SANSONI, B., KRACKE, W., RINGER, H., SCHMIDT, W., DIELT, F., FISCHER, J. & KREUZER, W. 1973. Der Cadmiumgehalt ausgewahlter Umweltproben 1971/73. In: *European Colloquium - Problems of the Contamination of Man and His Environment by Mercury and Cadmium*. CEC - Luxembourg.
11. JUST, J. & KELUS, J. 1971. Cadmium in the air atmosphere of ten selected cities in Poland. *Rocz. Panst. Zchl. Hig.* 22: 249.
12. KRETZSCHMAR, J. G. & DELESPAUL, I. 1977. The Belgian network for the determination of heavy metals. *Atmosph. Environ. (UK)*, 11 (3): 263-271.

Inquinamento atmosferico da piombo in zone urbane ed industriali italiane

F. D'INNOCENZIO (a), S. CERQUIGLINI MONTERIOLO (a), G. CECCHETTI (b),
D. BONANNI (a), e G. ZIEMACKI (a)

(a) *Laboratorio di Igiene del Territorio, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

(b) *Istituto di Medicina del Lavoro, Università Cattolica del S. Cuore, Roma*

La contaminazione degli aerosol urbani ed industriali da composti di piombo è ancora oggetto di profonda preoccupazione data la ormai cospicua massa di conoscenze accumulate sui rapporti esposizione/effetti sulla salute per questo inquinante.

La concentrazione naturale del piombo nelle polveri atmosferiche, che è dell'ordine di $5 \div 7 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$, appare infatti enormemente aumentata con un fattore di $10^4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle zone urbane ed industriali [1].

Senza entrare, in questa nota, nel merito del significato igienico-sanitario di questo inquinante e dei valori limiti per la presenza di piombo nell'aria attualmente proposti per contenerla [2-4], ci si limiterà a ricordare come l'introduzione del piombo nell'organismo con la respirazione costituisca la via più diretta e di peso non indifferente sulla assunzione totale dell'inquinante.

Il piombo presente negli aerosol proviene da differenti tipi di emissione. Statistiche relative alle emissioni totali di piombo, calcolate negli Stati Uniti per il 1968, valutano come segue l'incidenza delle diverse sorgenti:

| | |
|--|-----------|
| fonderie di materiale piombifero | 0,5 % |
| produzione di antidetonanti | 0,43 % |
| altre attività industriali | circa 1 % |
| combustione di carboni contenenti piombo | 0,5 % |
| combustione di olii combustibili | 0,01 % |
| incenerimento di residui urbani | 0,17 % |
| traffico autoveicolare | 97 % |

È probabile che le norme limitanti l'uso di antidetonanti al piombo nelle benzine, promulgate nel 1976 negli Stati Uniti, abbiano alterato la distribu-

TABELLA 1

Pb presente nel particolato atmosferico prelevato in diversi tipi di aree industriali

| TIPO DI INSTALLAZIONE INDUSTRIALE | PUNTO DI PRELEVIO | | Traffico (*) | PIOMBO PARTICOLATO NELL'ARIA | | | | PERCENTUALI DI DATI INFERIORI A: | |
|--|--|------------------|-----------------|---|---|---|-----------------------------|-------------------------------------|--|
| | Distanza dallo stabilimento m | Tipo di zona | | Concentra- zione media $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Concentra- zione minima $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Concentra- zione max $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | |
| | | | | | | | 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | |
| Produzione $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$ | 110 | Industriale | S | 11,7 | 0,2 | 86,0 | 59,4 | 79,7 | |
| | 440 | Industriale | S | 3,8 | 0,1 | 36,0 | 89,1 | 97,6 | |
| Stesso stabilimento dopo modifiche ecologiche | 110 | Industriale | S | 1,7 | 1,5 | 1,9 | 100 | 100 | |
| | 440 | Industriale | S | 1,2 | 0,6 | 2,1 | 100 | 100 | |
| Produzione $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$ | 100 | Mista | M | 2,4 | 1,4 | 3,5 | 100 | 100 | |
| | 140 | Mista | M | 5,2 | 3,1 | 6,9 | 100 | 100 | |
| | 210 | Mista | M | 2,9 | 1,9 | 3,8 | 100 | 100 | |
| | 2.300 | Centro urbana | I | 14,2 | 12,9 | 14,2 | 0 | 100 | |
| Fonderia di piombo | 10 | Rurale | S | 2,6 | 1,4 | 4,9 | 100 | 100 | |
| | 500 | Rurale | S | 1,3 | 0,9 | 2,2 | 100 | 100 | |
| | 800 | Rurale | S | 1,6 | 0,7 | 1,9 | 100 | 100 | |
| Colorificio ceramico | 80 | Rurale | S | 1,2 | 1,0 | 6,0 | 100 | 100 | |
| | 100-150 | Rurale | S | 1,9 | 0,8 | 2,1 | 100 | 100 | |
| | 1.600 | Lati autost. | I | 1,7 | 1,0 | 2,0 | 100 | 100 | |
| | 3.400 | Lati autost. | I | 15,6 | 5,0 | 30,0 | 34 | 69 | |
| Petrochimico ed altre industrie minori escluse le lavorazioni di piombo | 100 | Industriale | S | 0,3 | 0,1 | 1,9 | 100 | 100 | |
| | 1.300 | Urbana | M | 0,1 | 0,0 | 0,4 | 100 | 100 | |
| | 2.000 | Urbana | M | 0,25 | 0,1 | 0,6 | 100 | 100 | |
| | 4.000 | Suburbana | S | 0,2 | 0,0 | 0,7 | 100 | 100 | |

(*) Traffico: I - intenso; M - medio; S - scarso;

zione percentuale delle emissioni di piombo citate per questo Paese; è però indubbio che in Italia, dove l'uso del carburante addizionato di antidetonante è generale, la maggior parte delle emissioni totali di piombo provengono dal traffico autoveicolare.

In questa breve comunicazione desideriamo apportare un ulteriore contributo alle conoscenze sui livelli di esposizione al piombo atmosferico nel nostro Paese in rapporto alla presenza di diversi tipi di emissione. Verranno perciò riassunti i risultati ottenuti in numerose campagne di rilevamento del piombo atmosferico da noi condotte negli ultimi anni in zone industriali ed urbane italiane, presentando alcuni esempi relativi a zone caratterizzate o non dalla presenza di una delle sorgenti tipiche di emissioni di piombo prima citate.

La Tab. 1 riassume i risultati ottenuti in campagne di rilevamento del piombo atmosferico in diversi tipi di aree industriali. Tali risultati si riferiscono solo al piombo particolato, unico presente nei tre ultimi tipi di zone. Nel caso degli stabilimenti di produzione di piombo tetraetile è stato anche monitorato il piombo organico: le concentrazioni rilevate sono riportate nella Tab. 2.

I dati di piombo relativi al primo impianto di produzione di piombo tetraetile riportati nella Tab. 1 dimostrano la efficienza degli interventi di abbattimento delle emissioni messi in atto tra la prima e la seconda campagna di rilevamento. Da notare, sempre nella Tab. 1, come le concentrazioni di piombo atmosferico rilevate in aree con traffico autoveicolare intenso siano più elevate di quelle derivate dalle lavorazioni industriali in stabilimenti forniti di idonei impianti di abbattimento.

Nella Tab. 2 si può osservare come la percentuale del piombo totale rappresentata dal piombo organico sia maggiore nelle immediate vicinanze dello

TABELLA 2

Piombo organico atmosferico rilevato nelle vicinanze di uno stabilimento di produzione del piombo tetraetile

| Distanza dal perimetro industriale | Tipo di zona | Traffico | Pb organico | |
|------------------------------------|----------------------|----------|--------------------------|-----------------|
| | | | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | % del Pb totale |
| 100 m | mista | medio | 0,55 | 23 |
| 140 m | mista | medio | 0,57 | 11 |
| 210 m | mista | medio | 0,78 | 27 |
| 2300 m | urbana (centrale) | intenso | 1,20 | 8,6 |

TABELLA 3

Andamento annuale del Pb atmosferico (1975) nell'area di Venezia

| MESE | VENEZIA | | | | MESE | MARGHERA | | | |
|---------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| | Media $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Mediana $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Min. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Max. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | | Media $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Mediana $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Min. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Max. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| Gennaio | 0,43 | 0,34 | 0,24 | 0,78 | Gennaio | 0,70 | 0,59 | 0,40 | 1,28 |
| Febbraio | 0,42 | 0,42 | 0,20 | 0,64 | Febbraio | 4,47 | 4,65 | 0,62 | 9,77 |
| Marzo | 0,34 | 0,27 | 0,15 | 0,63 | Marzo | 0,84 | 0,67 | 0,37 | 1,57 |
| Aprile | 0,19 | 0,17 | 0,09 | 0,34 | Aprile | 0,85 | 0,55 | 0,37 | 2,20 |
| Maggio | 0,29 | 0,23 | 0,15 | 0,50 | Maggio | 0,66 | 0,76 | 0,33 | 0,85 |
| Giugno | 0,18 | 0,21 | 0,10 | 0,23 | Giugno | | | | |
| Luglio | 0,30 | 0,25 | 0,19 | 0,38 | Luglio | | | | |
| Agosto | | | | | Agosto | | | | |
| Settembre | 0,43 | 0,43 | 0,39 | 0,48 | Settembre | 0,95 | 0,95 | 0,95 | 0,95 |
| Ottobre | 0,49 | 0,49 | 0,07 | 0,79 | Ottobre | 2,66 | 1,70 | 0,29 | 5,99 |
| Novembre | 0,53 | 0,59 | 0,11 | 0,81 | Novembre | 2,16 | 1,49 | 0,52 | 4,67 |
| Dicembre | 0,54 | 0,56 | 0,15 | 1,03 | Dicembre | 0,76 | 0,78 | 0,64 | 0,85 |
| | <i>Media annuale: 0,38</i> | | | | | <i>Media annuale: 1,56</i> | | | |

stabilimento di produzione di piombo tetraetile. Nel caso particolare della zona cui la tabella si riferisce, la concentrazione assoluta del piombo organico nell'aria del centro urbano appare molto elevata ($1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$); tale valore è giustificato dalla speciale configurazione del punto di prelievo scelto: strettoia di una via di accesso ad una piazza, dove continuamente si producevano ingorghi di traffico. Infatti la concentrazione di piombo totale accertata è di $14,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vedi Tab. 1) e quindi il piombo organico presente ammonta a circa 8,6 % del totale. Dati simili sono stati riportati nel classico studio di Laveskag [5] condotto a Stoccolma, che, per strade mal ventilate e con traffico molto intenso, ha rilevato concentrazioni di piomboalchile tra 0,1 e $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

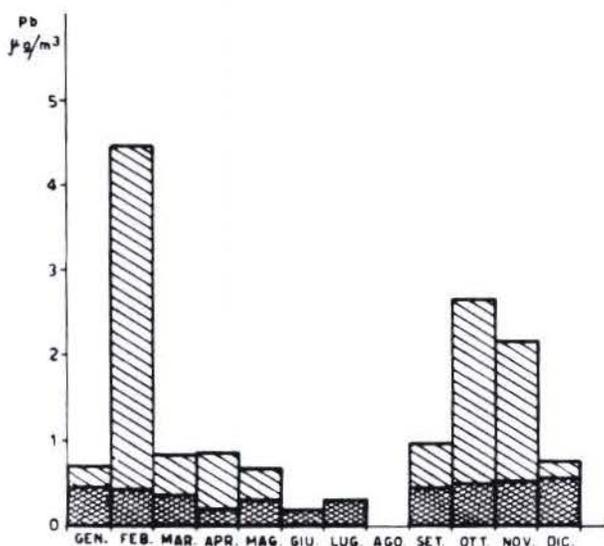


Fig. 1. — Grafico della Tab. 3.

La Tab. 3 e la Fig. 1 illustrano i risultati ottenuti dal rilevamento sistematico della concentrazione media giornaliera del piombo particellare nell'aria di una zona che presenta, ravvicinati, due diversi tipi di centri urbani: l'uno, Venezia, privo di circolazione autoveicolare, e l'altro, Mestre-Marghera, con traffico autoveicolare in alcuni punti molto intenso.

Il rilevamento è stato eseguito mediante prelievi giornalieri in continuo per un intero anno, e, nel caso di Marghera, in una postazione situata ad una certa distanza dalle vie di grande traffico. Nonostante quest'ultima precauzione le concentrazioni di piombo atmosferico misurabili a Venezia sono sempre inferiori a quelle relative a Marghera. Anche l'andamento delle concentrazioni mensili si presenta più uniforme per Venezia, mentre Mar-

ghera sembra risentire delle emissioni variabili caratteristiche del traffico di Mestre. Stessa osservazione vale per gli intervalli di variazioni delle concentrazioni giornaliere.

In calce alla tabella sono state riportate le medie annuali per le due postazioni, ambedue inferiori a $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questo confronto è particolarmente interessante alla luce della proposta di Direttiva del Consiglio delle Comunità Europee [4] concernente le norme di qualità atmosferica per il piombo, proposta che identifica come norma di qualità:

- una media annua inferiore a $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle zone residenziali urbane ed in quelle esposte a fonti di piombo atmosferico diverse dalla circolazione automobilistica:

- una mediana mensile inferiore a $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle zone particolarmente esposte alla circolazione automobilistica.

La direttiva CEE in questione si trova ancora in fase di discussione presso il Gruppo Ambiente CEE per cui viene citata qui solo a titolo informativo.

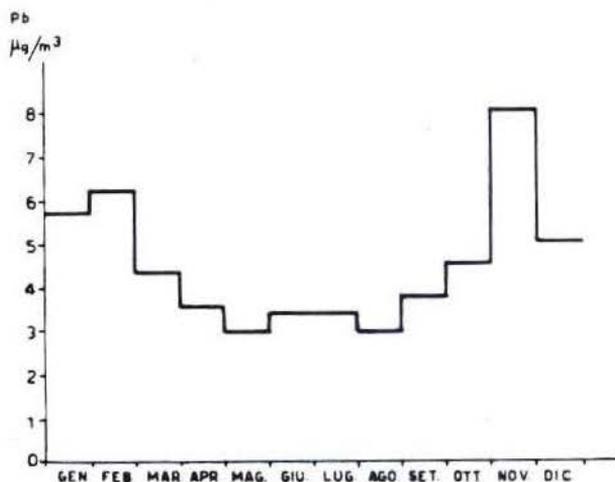


Fig. 2. — Grafico della Tab. 4.

La Tab. 4 e Fig. 2 riportano, per una postazione di Roma situata in una via di traffico intenso ma ben ventilata (viale Regina Elena), i risultati ottenuti su campioni di aria della durata di 4 ore prelevati durante le ore di punta di traffico secondo le prescrizioni concordate in sede CEE.

Si noti che, nonostante la presenza di concentrazioni di piombo piuttosto elevate (v. mese di novembre), i valori della mediana mensile, con la eccezione del mese di novembre già citato, sono inferiori a $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Per quanto riguarda

TABELLA 4

Andamento annuale (1976) del Pb atmosferico in una via di Roma a traffico intenso (prelievi di 4 ore)

| MESE | Media $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Mediana $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Min. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Max. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Percentuali di dati inferiori a: | | |
|---------------------|--------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| | | | | | 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| Gennaio | 5,76 | 5,83 | 2,16 | 9,44 | 0 | 16,67 | 100 |
| Febbraio | 6,27 | 6,26 | 4,63 | 8,16 | 0 | 16,67 | 100 |
| Marzo | 4,41 | 4,19 | 2,01 | 7,00 | 0 | 66,67 | 100 |
| Aprile | 3,62 | 3,84 | 1,15 | 5,96 | 0 | 87,50 | 100 |
| Maggio | 3,01 | 2,78 | 0,85 | 4,85 | 12,50 | 100 | 100 |
| Giugno | 3,47 | 3,52 | 2,11 | 4,20 | 0 | 100 | 100 |
| Luglio | 3,46 | 3,32 | 1,87 | 4,89 | 0 | 100 | 100 |
| Agosto | 3,05 | 3,04 | 1,60 | 4,51 | 0 | 100 | 100 |
| Settembre | 3,85 | 3,96 | 2,22 | 5,33 | 0 | 85,71 | 100 |
| Ottobre | 4,62 | 4,84 | 3,28 | 6,10 | 0 | 57,14 | 100 |
| Novembre | 8,12 | 8,20 | 2,57 | 12,34 | 0 | 20 | 60 |
| Dicembre | 5,10 | 5,40 | 2,03 | 9,19 | 0 | 25 | 100 |

Media annuale: 4,56

l'andamento annuale, sia nel caso di Roma che per Marghera, è possibile riconoscere una certa diminuzione dell'inquinamento durante i mesi estivi.

La Tab. 5, infine, riporta i risultati ottenuti nel rilevamento sistematico del piombo atmosferico eseguito per 5 mesi consecutivi in due postazioni situate, rispettivamente, a fianco di una strada con traffico intenso, ed a 100 m dalla stessa.

TABELLA 5

Variazione della concentrazione invernale di Piombo atmosferico con la distanza da una strada a traffico intenso, determinata a Roma (prelievi di 4 ore)

| POSTAZIONE | Mese | Concentrazione di Pb ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | Percentuali di dati inferiori a ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | | |
|---|----------|---|--------|---------|--|-----|-----|-----|-----|
| | | Media | Minima | Massima | 1 | 2 | 3 | 5 | 10 |
| Ingresso - Università Cattolica | novembre | 8,2 | 7,0 | 9,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 |
| | dicembre | 7,5 | 6,0 | 9,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 |
| | gennaio | 6,3 | 3,1 | 8,2 | 0 | 0 | 0 | 30 | 100 |
| | febbraio | 5,4 | 3,2 | 6,5 | 0 | 0 | 0 | 45 | 100 |
| | marzo | 5,6 | 3,1 | 6,8 | 0 | 0 | 0 | 50 | 100 |
| Cortile - Centro di Igiene Industriale (100 m dalla strada) | novembre | 2,5 | 1,6 | 3,0 | 0 | 45 | 90 | 100 | 100 |
| | dicembre | 1,8 | 1,4 | 2,3 | 0 | 60 | 100 | 100 | 100 |
| | gennaio | 1,5 | 0,5 | 2,0 | 30 | 80 | 100 | 100 | 100 |
| | febbraio | 2,1 | 0,5 | 3,2 | 20 | 70 | 90 | 100 | 100 |
| | marzo | 0,9 | 0,2 | 1,2 | 80 | 100 | 100 | 100 | 100 |

I dati relativi alle medie ed alle mediane mensili, le concentrazioni minime e massime mensili e, soprattutto la distribuzione per frequenze cumulative delle concentrazioni giornaliere, sono una ulteriore riprova della considerevole influenza che la sorgente costituita dal traffico autoveicolare ha nell'insorgenza dell'inquinamento da piombo nell'aria.

Riassunto. — Sono stati riepilogati i risultati ottenuti dagli AA. in numerose campagne di rilevamento del piombo atmosferico condotte negli ultimi anni in zone urbane ed industriali. Sono state confrontate le concentra-

zioni di piombo nei rispettivi aerosol ed è stata valutata l'incidenza delle diverse sorgenti sull'inquinamento da piombo in Italia.

Il traffico automobilistico è risultato essere la fonte di emissione che apporta il contributo maggiore alla contaminazione atmosferica da piombo.

Summary (*Lead air pollution in urban and industrial areas of Italy*). — The results of lead air pollution measurements performed by the AA. through several monitoring campaigns carried out during the last few years in urban and industrial areas, have been summarized. Airborne lead concentrations have been compared and related with the different sources of lead air emissions in Italy.

Automobile traffic turned out to be the major source of airborne lead.

BIBLIOGRAFIA

1. CCE, Concentrazioni di piombo atmosferico nella Comunità Europea *Pub. EUR 4982 d, e, f, i, n* (1973) rapporto annuale per il periodo aprile 1971 - marzo 1972 e suc. doc. per aprile 1972 - marzo 1973. Elaborazione a cura di S. Cerquiglini Monteriolo.
2. CERQUIGLINI MONTERIOLO, S. & D'INNOCENZIO, F. 1978. Inquinamento atmosferico urbano da composti del piombo. In: *Rischi e Tossicità dell'Inquinamento da Piombo, Del Cielo*. Genova 1978.
3. USA Federal Register, Lead Proposed National Ambient Air Quality Standard. **42**: 63076 (1977).
4. Commissione Comunità Europee. Norme di qualità atmosferica per il piombo. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee*, n. 151 del 7 luglio 1975.
5. LAVESKOG, A. 1970. A method for the determination of TML and TEL in air. *Report to the 2nd International Clean Air Congress*. December 6-11-1970, Washington D.C. (U.S.A.).

Andamento delle concentrazioni e rapporti tra alcuni inquinanti atmosferici

M. A. BERTOLACCINI, S. CERQUIGLINI MONTERIOLO E B. DI GRAZIA

Istituto Superiore di Sanità, Roma

Da qualche tempo è in funzione presso l'Istituto Superiore di Sanità una stazione fissa per il rilevamento dell'inquinamento atmosferico urbano, attrezzata con analizzatori automatici continui per la misura degli ossidi di azoto totali e dell'ossido nitrico (chemiluminiscenza), del metano e degli « idrocarburi totali » (ionizzazione di fiamma), dei composti solforati gassosi e del biossido di zolfo (fotometria di fiamma), del monossido di carbonio (IR non dispersivo) e dell'ozono (chemiluminiscenza con etilene). Oltre agli inquinanti gassosi vengono determinati con sistemi manuali altri inquinanti come il materiale particolato sospeso, il piombo ed altri metalli pesanti.

La sonda per il prelievo dei campioni di aria è situata ad una altezza del suolo di circa 2,5 m lungo una strada con traffico piuttosto intenso; la zona intorno alla stazione è caratterizzata dalla presenza di istituti universitari ed ospedalieri; sono invece scarsi gli esercizi commerciali e le abitazioni private.

In questa nota sono riportate alcune considerazioni sull'andamento nelle 24 ore ed in diversi periodi dell'anno, di alcuni degli inquinanti gassosi strettamente legati al traffico automobilistico, e precisamente degli ossidi di azoto, degli idrocarburi « non metano » (e cioè la differenza tra la misura degli idrocarburi totali ed il metano presenti nell'aria) e del monossido di carbonio. Infatti, per questi tre inquinanti è stato calcolato che il contributo percentuale alle emissioni totali di contaminanti atmosferici da parte dei veicoli a motore, in 10 aree metropolitane europee, americane e asiatiche, si aggira tra 70 e 90 % per il CO, tra il 47 ed il 95 % per gli idrocarburi e tra il 19 ed il 72 % per gli ossidi di azoto [1]. Oltre a questi inquinanti, è stato anche considerato l'ozono che, sebbene non abbia origine diretta dal traffico autoveicolare, si produce nell'aria come conseguenza delle complesse reazioni tra ossidi di azoto, idrocarburi reattivi e l'ossigeno per effetto della radiazione solare [2].

Dall'insieme dei dati ottenuti con la stazione fissa dal 1974 risulta che, tra gli inquinanti citati, l'ossido nitrico (NO), il monossido di carbonio (CO) e gli idrocarburi non-metano (che in seguito verranno designati « idrocarburi reattivi », IR, termine convenzionale usato per riferirsi alla proprietà di uno specifico idrocarburo di esercitare particolari effetti nelle reazioni fotochimiche che hanno luogo nell'aria), presentano andamenti giornalieri molto simili tra loro.

In piena estate, nei mesi di luglio ed agosto, le concentrazioni orarie più elevate si riscontrano, per questi inquinanti, durante la mattina, mentre dalle ore 21 in poi si possono osservare in genere concentrazioni piuttosto basse. Nei mesi di giugno e settembre compare frequentemente una seconda punta di concentrazione intorno alle ore 20, molto meno pronunciata di quella del mattino. Il periodo invernale, invece, è caratterizzato dalla comparsa di una seconda punta di concentrazione al pomeriggio, dopo le 16: in molti casi quest'ultima raggiunge livelli notevolmente più elevati di quella del mattino. È da osservare che le concentrazioni orarie più basse vengono riscontrate tra le 2 e le 5 del mattino sia nel periodo estivo che in quello invernale.

A titolo di esempio, nella Fig. 1 è riportato l'andamento delle concentrazioni orarie del monossido di carbonio in due giorni invernali (10 e 25 novembre) ed in un giorno estivo (30 luglio); nella Fig. 2 e nella Fig. 3 sono riportati quelli rispettivamente di un giorno invernale (10 novembre) e di un giorno estivo (30 luglio) relativi all'ossido nitrico (NO) ed agli idrocarburi reattivi (IR).

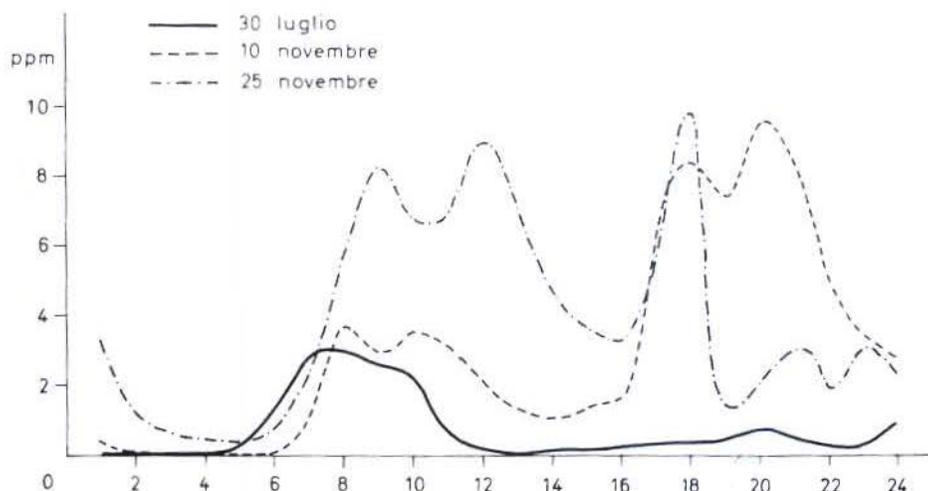


Fig. 1. — Andamento giornaliero del monossido di carbonio in due giorni invernali ed in uno estivo.

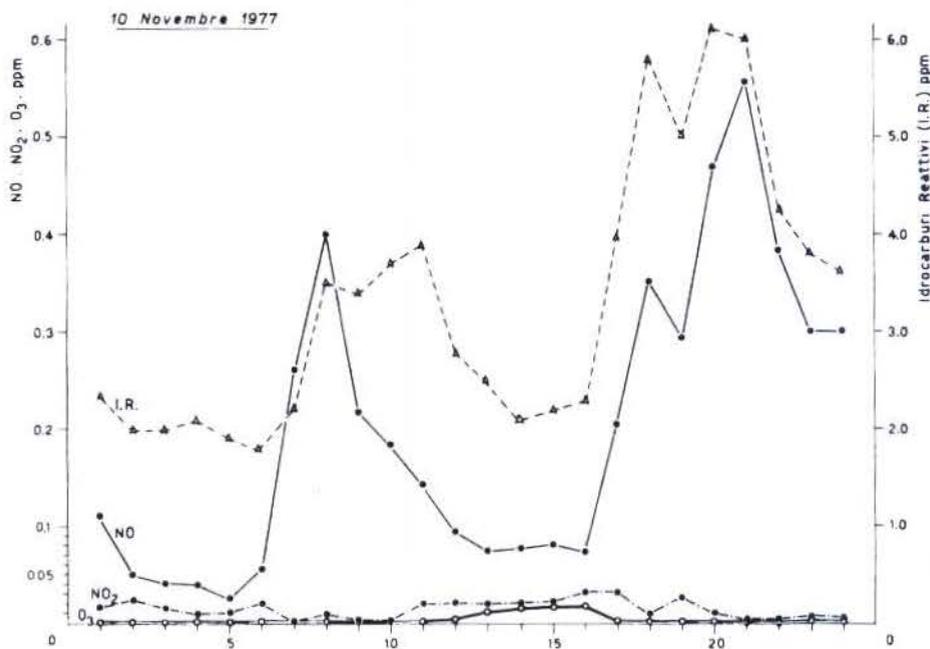


Fig. 2. — Andamento tipico degli inquinanti primari, ossido nitrico ●—● e idrocarburi reattivi Δ—Δ, e degli inquinanti secondari, biossido di azoto ●—● ed ozono ○—○ in un giorno invernale.

Dall'insieme degli andamenti riportati per i tre inquinanti primari citati si può osservare, in genere, l'influenza negativa della stagione invernale sui livelli di inquinamento e si ricava la riprova, data la similitudine degli andamenti, della loro origine comune nelle emissioni provenienti dal traffico autoveicolare. Da notare che l'assenza di un marcato picco pomeridiano nei giorni estivi per i tre inquinanti considerati si può attribuire, soprattutto nel caso del CO, ad un effetto congiunto della diminuita intensità del traffico autoveicolare nella particolare strada in cui sono stati prelevati i campioni durante i pomeriggi estivi e della aumentata dispersione degli inquinanti dovuta alle più favorevoli condizioni meteorologiche. Nel caso dell'NO e degli IR entrano anche in gioco interazioni atmosferiche che verranno considerate in seguito.

Per confermare quanto sopra riportato circa l'origine comune del CO, NO e IR, sono state calcolate alcune loro correlazioni. Nella Tab. 1 vengono riportate le equazioni delle rette di regressione calcolate per coppie di questi tre inquinanti. Le equazioni 1, 2 e 3 si riferiscono alle concentrazioni massime orarie riscontrate nell'arco delle 24 ore durante l'autunno del 1977 (mese di ottobre). Le equazioni da 4 a 10 si riferiscono alle concentrazioni orarie misurate dalle 01 alle 24 in un giorno estivo ed in tre giorni invernali (30 lu-

glio 1976, 22 ottobre 1977, 10 novembre 1977 e 25 novembre 1977). Le equazioni da 11 a 14, infine, si riferiscono alle concentrazioni medie giornaliere misurate durante due distinti periodi caratterizzati dalla presenza o non del riscaldamento domestico (novembre-marzo e aprile-settembre).

Come si desume dai valori del coefficiente di correlazione r , la correlazione esistente tra le coppie di inquinanti può essere considerata buona qualunque sia il periodo di misura degli inquinanti stessi preso in considerazione per il calcolo; ciò dimostra la loro comune origine.

Tornando alle Fig. 2 e 3, si osserva che in esse, oltre agli andamenti giornalieri dell'NO e degli IR, sono stati anche rappresentati quelli degli inquinanti secondari NO₂ (biossido di azoto) ed ozono, formatisi come prodotti di reazioni fotochimiche nelle quali intervengono sia l'NO che gli IR.

In particolare il biossido di azoto (NO₂) è importante dal punto di vista igienico sanitario dato che si è rilevato il più tossico, tra gli ossidi di azoto, sia per l'uomo che per il suo ambiente. Infatti, per questo inquinante è stata preparata una proposta di direttiva CEE che ne fissa lo standard di qualità dell'aria in 0,1 ppm come media giornaliera ed in 0,05 ppm come media annuale, mentre per l'NO il relativo standard giornaliero proposto è di 0,25 ppm durante l'inverno [3].

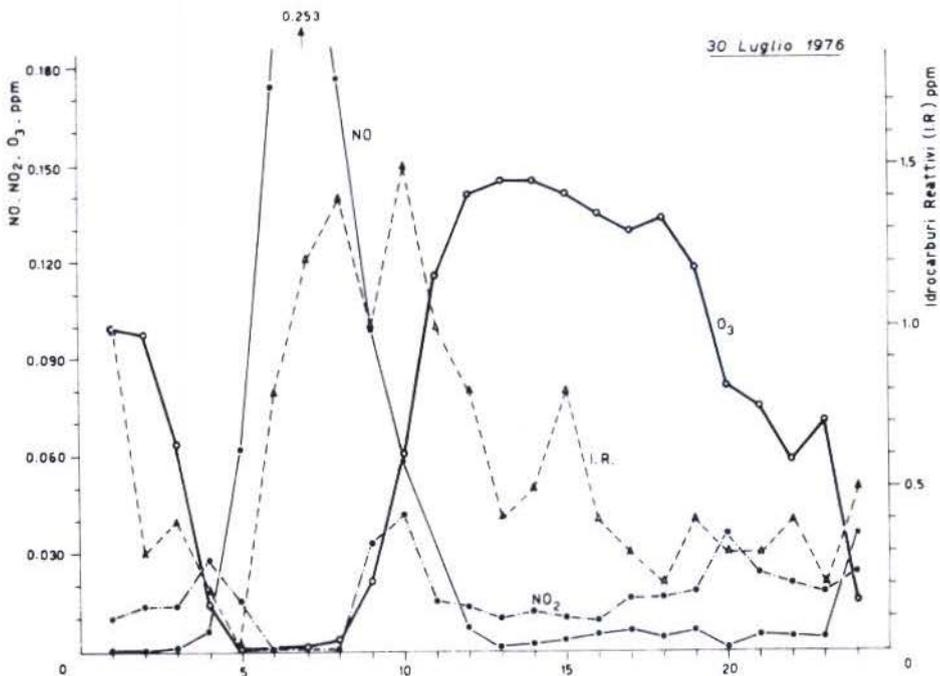


Fig. 3. — Andamento tipico degli inquinanti primari, ossido nitrico ●—● e idrocarburi reattivi Δ—Δ, e degli inquinanti secondari, biossido di azoto ●—● ed ozono ○—○ in un giorno estivo.

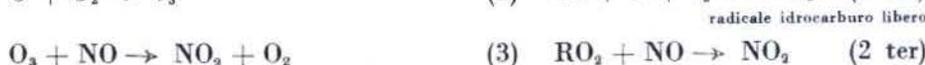
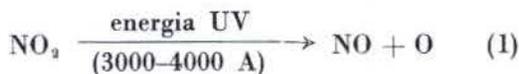
TABELLA I

Correlazioni tra le concentrazioni nell'aria del monossido di carbonio (CO), dell'ossido nitrico (NO) e degli idrocarburi reattivi (IR) determinate in una strada di Roma

| <i>Concentrazioni massime orarie determinate in ogni giornata (ppm)</i> | | | | |
|--|----------|------------|--------------------|------------------|
| 1) $C_{IR} = -0,20 + 11,9 C_{NO}$ | $n = 30$ | $r = 0,90$ | } ottobre 1977 | |
| 2) $C_{IR} = -0,66 + 0,87 C_{CO}$ | $n = 30$ | $r = 0,73$ | | |
| 3) $C_{CO} = -1,18 + 21,1 C_{NO}$ | $n = 30$ | $r = 0,94$ | | |
| <i>Concentrazioni orarie, dalle 01 alle 24, nelle singole giornate (ppm)</i> | | | | |
| 4) $C_{NO} = -0,004 + 0,060 C_{CO}$ | $n = 24$ | $r = 0,83$ | | 30 luglio 1976 |
| 5) $C_{NO} = 0,050 + 0,048 C_{CO}$ | $n = 24$ | $r = 0,87$ | } 22 ottobre 1977 | |
| 6) $C_{NO} = -0,19 + 0,13 C_{IR}$ | $n = 24$ | $r = 0,90$ | | |
| 7) $C_{IR} = 1,74 + 0,38 C_{CO}$ | $n = 24$ | $r = 0,95$ | | |
| 8) $C_{NO} = 0,67 + 0,040 C_{CO}$ | $n = 24$ | $r = 0,85$ | } 10 novembre 1977 | |
| 9) $C_{IR} = 2,04 + 0,45 C_{CO}$ | $n = 24$ | $r = 0,92$ | | |
| 10) $C_{NO} = 0,029 + 0,027 C_{CO}$ | $n = 24$ | $r = 0,74$ | | 25 novembre 1977 |
| <i>Concentrazioni medie di 24 ore (ppm) (*)</i> | | | | |
| 11) $C_{IR} = 2,00 + 0,95 C_{CO}$ | $n = 35$ | $r = 0,90$ | } novembre-marzo | |
| 12) $C_{NO} = -0,01 + 0,049 C_{CO}$ | $n = 50$ | $r = 0,93$ | | |
| 13) $C_{IR} = -0,04 + 3,20 C_{CO}$ | $n = 48$ | $r = 0,82$ | } aprile-settembre | |
| 14) $C_{NO} = -0,021 + 0,033 C_{CO}$ | $n = 40$ | $r = 0,91$ | | |

(*) Per calcolare le equazioni da 11 a 14 sono stati scelti a caso un certo numero di giorni nel triennio 1974-1977.

Gli andamenti giornalieri riportati nelle Fig. 2 e 3 consentono alcune considerazioni di un certo interesse per quanto riguarda i processi atmosferici che sono alla base della formazione dell'ossidante fotochimico presente nell'aria. Le relative reazioni chimiche, che come già accennato sono molto complesse, sono abbastanza ben studiate [4]; i processi essenziali che hanno luogo quando è presente l'irraggiamento solare coinvolgono sia il ciclo fotochimico degli ossidi di azoto che quello degli idrocarburi reattivi [5-7].



La serie di reazioni 1, 2 e 3 illustra il ciclo fotolitico del NO_2 , nel quale la radiazione ultravioletta agisce come una pompa per la rapida distruzione e riformazione del NO_2 . In questo ciclo di fotolisi del biossido di azoto si inseriscono gli IR per contribuire alla ossidazione dell'NO attraverso le reazioni 2 bis e 2 ter; ciò squilibra il bilancio delle reazioni 1, 2 e 3, portando ad un accumulo di O_3 e NO_2 ; in altre parole, l'ossigeno atomico di origine fotochimica attacca gli IR formando radicali liberi ossidati che entrano in concorrenza con l'ozono per la formazione di NO_2 a partire dall'NO, ciò che favorisce l'accumulo dell'ozono. È teoricamente possibile anche l'ossidazione degli IR ad opera dell' O_3 , ma la velocità di questa reazione risulta 10^8 volte minore di quella della reazione schematizzata in 2 bis e 2 ter [4].

Dall'andamento tipico di un giorno estivo caratterizzato da un forte irraggiamento solare, rappresentato nella Fig. 3, si può osservare quanto segue: gli inquinanti primari immessi dal traffico autoveicolare, NO e IR, presentano un massimo a partire dalle 6 del mattino, ora di inizio del traffico stesso. Nel corso della giornata, con l'aumento dell'irraggiamento solare, le reazioni fotochimiche sopra accennate portano alla formazione dei due inquinanti secondari, biossido di azoto ed ozono, con conseguente diminuzione dell'NO e, in minor misura, degli IR. Al tramonto, quando la reazione fotochimica cessa, si può osservare che persiste un eccesso di ozono in presenza di minime concentrazioni di NO. Poiché anche di estate le emissioni di NO, sebbene in forma contenuta, continuano durante le ultime ore del pomeriggio, si deve presumere che una parte di tale eccesso di ozono venga impiegato per la reazione di ossidazione $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$ nelle prime ore serali. È dal grafico molto evidente l'improbabilità di coesistenza di ozono e NO quando il primo raggiunge concentrazioni di almeno 0,06 - 0,10 ppm.

L'andamento tipico di un giorno invernale, esemplificato nella Fig. 2, è invece molto diverso. In assenza di un efficiente irraggiamento solare, i processi fotochimici non sono evidenti e le concentrazioni di inquinanti secondari da essi derivati (ozono e biossido di azoto) risultano trascurabili in confronto a quelle degli inquinanti primari (NO e IR) che si accumulano nell'aria anche nelle ore pomeridiane. Infatti, l'ozono è praticamente assente mentre le concentrazioni di NO_2 sono permanentemente molto inferiori a quelle dell'NO. A questo punto è opportuno ricordare che una parte limitata dell'NO emesso dai tubi di scappamento degli autoveicoli può venire anche ossidata dall'ossigeno dell'aria, prima di essere diluito dall'aria stessa: è stato calcolato che solo il 10 % dell'NO emesso può subire tale ossidazione [4]. Ciò può rendere conto delle relativamente basse concentrazioni di NO_2 da noi osservate nel corso della giornata.

L'incidenza delle reazioni fotochimiche è messa anche in evidenza dai valori del rapporto delle concentrazioni di NO e NO_2 . Nella Tab. 2 sono stati riportati i valori di tali rapporti in due mesi invernali ed in due mesi estivi.

TABELLA 2

Rapporto $\frac{\text{concentrazione NO}}{\text{concentrazione NO}_2}$ calcolato dalle 01 alle 12 e dalle 13 alle 24 di ogni giorno. Valori mensili determinati in una strada di Roma

| M E S E | Rapporto $\frac{\text{NO}_2}{\text{NO}}$ - Valori medi, massimi e minimi mensili | | | | | |
|--------------------|--|---------|--------|------------------|---------|--------|
| | Dalle 0,1 alle 12 | | | Dalle 13 alle 24 | | |
| | Medio | Massimo | Minimo | Medio | Massimo | Minimo |
| Luglio | 3,34 | 6,12 | 0,94 | 0,55 | 1,37 | 0,20 |
| Novembre | 12,41 | 20,83 | 7,72 | 10,22 | 18,73 | 3,85 |
| Dicembre | 20,05 | 46,76 | 4,55 | 18,03 | 49,91 | 5,54 |

I rapporti NO/NO_2 sono stati calcolati giornalmente a partire dalle medie di concentrazione dalle 01 alle 12 e dalle 13 alle 24, per mettere in evidenza l'inversione del rapporto stesso che si osserva nei mesi estivi durante le ore pomeridiane, come risultato della ossidazione fotochimica. Nella tabella vengono dati i valori medi mensili, con indicazione dei massimi e dei minimi riscontrati nel mese per il valore del rapporto NO/NO_2 .

In conclusione, dall'esame critico degli andamenti giornalieri da noi ottenuti per gli inquinanti primari derivati dal traffico autoveicolare in zona urbana (NO , IR e CO) e per quelli secondari (NO_2 e O_3) è stato possibile: 1) per i primi provare la loro origine comune nel traffico autoveicolare, 2) per i secondi, interpretare la loro formazione in base ai processi fotochimici che coinvolgono gli inquinanti primari durante il periodo estivo.

Riassunto. — Vengono riportati gli andamenti nelle 24 ore di alcuni inquinanti primari emessi dal traffico autoveicolare (monossido di carbonio, ossido nitrico e idrocarburi reattivi) e di alcuni inquinanti secondari (ozono e biossido di azoto), misurati in continuo dal 1974. Due diversi tipi di andamenti sono stati identificati a seconda della stagione, invernale o estiva. Per il primo gruppo di inquinanti considerati in coppie sono stati calcolati i parametri di 14 rette di regressione; i relativi coefficienti di correlazione sono compresi tra 0,73 e 0,95 a riprova della loro comune origine. Gli andamenti tipici riportati per il periodo estivo e per quello invernale vengono discussi alla luce dei processi fotochimici che hanno sede nell'aria. Il valore del rapporto NO/NO_2 è maggiore dell'unità nel periodo invernale, mentre risulta minore dell'unità dalle 13 alle 24 durante il periodo estivo.

Summary (*Patterns of variations for the air concentrations of some pollutants*). — Patterns of diurnal variations for the air concentration of some pollutants emitted from motorvehicles are presented. Primary pollutants (carbon monoxide, nitric oxide and reactive hydrocarbons) and secondary pollutants (ozone and nitrogen dioxide) are continuously monitored since 1974. Different typical patterns have been obtained in the winter and in the summer season. The values of r for 14 regression curves calculated for couples of primary pollutants are in the range from 0.73 to 0.95, indicating their common source. Diurnal patterns obtained for summer and winter are discussed in the light of photochemical atmospheric processes. Values for the ratio NO/NO_2 are higher than 1 in the winter season; the same ratio is lower than 1 in summer, from 13 to 24 hours.

BIBLIOGRAFIA

1. OCSE. 1972. Etude concernant les vehicules à moteur et leur incidence sur l'environnement. *U/ENV/72*, 20, II, 7.
2. WAGNER, H. M. 1976. A preparatory study for establishing criteria for photochemical oxidants. *Doc. CCE n. 4381*.
3. Commissione delle Comunità Europee. 1975. *Doc. n. V/&231775*.
4. NAPCA (USA National Air Pollution Control Adm). 1970. *Air Quality Criteria for Photochemical Oxidants*. Pub. n. AP. 63.
5. LEIGHTON, P. A. 1961. *Photochemistry of Air Pollution*, New York, Academic Press.
6. BUFFALINI, J. J., ALTSHULLER, A. P. 1967. Synergistic effects in the photooxidation of mixed hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 1: 133-138.
7. CVETANOVIC, R. J. 1963. Addition of atoms to olefins in the gas phase. In: *Advances in Photochemistry*, Noyes W., Hammond G. & Pitts J. (Eds) Vol. I, 115-182. Interscience Pub. New York.

Rischi da agenti chimici in agricoltura

D. ROBIONY

Centro Tecnico Accertamento Rischi Professionali, INAIL, Roma

Parlare dei rischi chimici in agricoltura costituisce una impresa ardua, che certamente non può esaurirsi nello spazio di una comunicazione. Basterà ricordare che il rischio chimico in agricoltura presuppone lo studio dei rapporti fra chimica ed agricoltura, che, in sostanza, formano l'oggetto della chimica agraria: scienza che riguarda sia la chimica vegetale (o fitochimica) che la chimica del terreno (pedochimica) la quale, con la chimica dei fertilizzanti, rappresenta la chimica agraria in senso stretto.

Si sa che qualsiasi organismo, per accrescersi e riprodursi, ha bisogno di assimilare. Solo le piante verdi assimilano il materiale d'origine minerale che la natura mette a loro disposizione, talvolta in quantità sufficiente e in forma adeguata, spesso però in quantità insufficiente come è il caso delle piante agrarie. Ecco che allora la modifica dell'ambiente si rende indispensabile (o quanto meno opportuna) per conseguire una produzione vegetale complessiva maggiore; a tale scopo interviene il « mezzo chimico », che rappresenta, senza dubbio, un fattore fondamentale di modifica in senso accrescitivo della produzione vegetale. Il mezzo chimico origina, allora, il rischio chimico.

Tutta la complessa materia che riguarda la crescita delle piante, il terreno agrario, l'utilizzazione delle acque irrigue, la fertilizzazione, le fermentazioni, l'alimentazione degli animali, la difesa delle coltivazioni da parassiti e da atmosferici avversi, la conservazione ed il confezionamento dei cibi con antiossidanti e germicidi si avvale, quasi sempre, e con il progresso tecnologico, in forma crescente, del fattore chimico.

Gli apporti chimici artificiali nel settore agrario realizzano:

la nutrizione dei vegetali;

la difesa e la lotta contro i nemici delle piante;

la protezione delle coltivazioni da agenti esterni (temperatura, umidità, vento, ecc.), l'irrigazione (tubazioni, ecc.), la conservazione dei prodotti, loro confezionamento e presentazione commerciale.

Altri interventi — di natura chimica — riguardano la modifica della struttura e della reazione del terreno (con l'impiego degli ammendanti e dei correttivi); la lotta antigrandine (con l'uso di mezzi esplosivi, nucleanti o misti, ma comunque di natura chimica).

Nella nutrizione dei vegetali l'impiego dei concimi chimici è ormai entrato nell'uso corrente. In Italia [1] i concimi chimici nazionali ed esteri distribuiti al consumo sono stati (migliaia di quintali):

| 1971 | 1972 | 1973 | 1974 |
|--------|--------|--------|--------|
| 46.789 | 45.478 | 47.927 | 44.360 |

Essi possono fornire un solo elemento di fertilità (azoto, fosforo, ecc.) o più elementi. Pertanto si suddividono in: azotati, fosfatici, potassici, complessi, speciali (con magnesio e microelementi, quali boro, rame, zinco, manganese, molibdeno, ecc.).

Generalmente i concimi sono solidi e si presentano in forma polverulenta o granulare. Qualche volta — è il caso dell'ammoniaca — il fertilizzante viene dato direttamente al terreno, come gas compresso (liquido). Tale circostanza ha riflessi di carattere igienico e comporta l'adozione di misure di particolare natura prevenzionale.

Dopo i concimi, che occupano il maggiore spazio nel settore della chimica agraria, seguono gli antiparassitari, che sempre più hanno acquistato importanza in campo agricolo a difesa delle coltivazioni, ma che destano preoccupazione per la salute dell'uomo. Lo stesso CNR [2] con il suo progetto Fitofarmaci ha affrontato il problema, che anche l'INAIL segue e studia da vicino: basti pensare, che dei 21 gruppi di malattie professionali in agricoltura — v. tabella approvata nel 1975 — ben 18 riguardano l'impiego di prodotti per combattere i parassiti delle piante. Gli antiparassitari o parassiticidi (detti anche fitofarmaci, pesticidi, presidi sanitari) sono sostanze chimiche o prodotti di mescolanze diverse che esplicano azione tossica sui nemici viventi delle colture.

Fra i tanti termini che si impiegano nel campo della difesa delle coltivazioni dagli agenti avversi d'origine vivente, si preferisce quello di fitofarmaco, poiché l'accezione fa parte della fitoterapia, aspetto di una materia più ampia, cioè la fitoiatria, scienza che studia la cura delle piante contro parassiti, predatori, malattie, anomalie in genere. Il principio attivo è preparato in formulazioni diverse, secondo il dosaggio e le modalità di applicazione.

Secondo il Repertorio della Società Italiana di Fitoiatria [3] nel 1969 (Sisto, cit. da Baldacci E. e Conti G. G.) il numero dei principi attivi utilizzati nel Paese come fitofarmaci era di:

insetticidi 159; erbicidi 145; anticrittogamici 86; acaricidi 26; rodenticidi 10; nematocidi 9; limacidi 3; battericidi 2; regolatori di crescita 4; repellenti in genere 15.

Poiché dai principi attivi prendono origine, come anche per la medicina umana, molti prodotti commerciali, il numero dei prodotti fitoiatrici sarebbe di:

insetticidi ed acaricidi n. 1627; anticrittogamici n. 849; erbicidi n. 346; acaricidi specifici, fumiganti, nematocidi, limacidi, rodenticidi, regolatori di crescita, miscele n. 693; formulazioni speciali n. 970.

In totale esistevano, secondo il repertorio della Società di Fitoiatria, nel 1969, in Italia, ben 4485 prodotti commerciali per la lotta contro nemici animali e vegetali delle coltivazioni e per la regolazione della crescita delle piante.

Qui occorrerebbe aprire un'ampia parentesi, richiamandosi a quanto da anni si sollecita in materia di farmaci che la medicina prescrive per la cura delle malattie umane, che dovrebbe portare, in parallelo, al grosso discorso sulla educazione sanitaria in campagna, sulla propaganda della grande industria tesa a diffondere non solo chemioterapici ed antibiotici per l'uomo, ma anche insetticidi, anticrittogamici e diserbanti sempre più potenti (ma spesso anche più pericolosi, non solo nei riguardi della salute umana, ma anche per la salvaguardia degli equilibri naturali), volti a difendere le coltivazioni erbacee ed arboree, e perciò da ritenere mezzi ai quali il contadino non potrebbe più in alcun modo rinunciare.

Non è possibile che migliaia di prodotti antiparassitari vengano offerti, anzi in un certo senso imposti, agli operatori agricoli, senza che se ne discuta la reale efficacia, senza che se ne conoscano, nella maggior parte dei casi, gli effetti a breve od a lungo termine, tanto nei riguardi dei lavoratori che li somministrano alle coltivazioni od ai prodotti immagazzinati, quanto verso i consumatori che sono costretti ad ingerirne i residui [4] e nei riguardi, infine, del terreno agrario che ne subisce l'effetto inquinante.

In un formulato d'impiego agricolo, oltre al principio attivo e al diluente, sono aggiunte altre sostanze (gli ausiliari o coadiuvanti), ad azione varia (bagnante, adesivante, emulsionante, tensioattiva, ecc.).

Vorrei ora fare un breve cenno alle fumigazioni. Esistono particolari sostanze solide, liquide o aeriformi che nel loro complesso vengono designate come fumiganti o destinate a realizzare le fumigazioni. Tanto i gas, quanto i vapori (ottenuti dai solidi e liquidi facilmente evaporabili) riescono a penetrare facilmente attraverso le soluzioni di continuo che incontrano

(screpolature, interstizi, ecc.) e pertanto esplicano la loro attività contro insetti, acari, o se si tratti del terreno, contro nematodi, spore, conidi di funghi parassiti, batteri, ecc. Le fumigazioni possono essere eseguite tanto su piante vive, che su prodotti agrari di origine animale o vegetale, od ancora in ambienti vuoti, o nel terreno.

Esistono anche prodotti che pur non uccidendo l'insetto, lo tengono lontano dall'organismo o dalla sostanza che potrebbe ricevere danno dalla sua attività: tali prodotti — insettifughi — sono la naftalina, l'essenza di mirbano, la canfora, il paradichlorobenzolo, ecc.

Di recente impiego sono i fitoregolatori, che esplicano la loro azione su particolari processi biologici. Si suddividono in:

- a) radicanti (ormoni naturali che agiscono direttamente sul metabolismo) a base di acido alfanaftalenacetico, ecc.;
- b) stimolanti, quali le giberelline, a base di acido giberellico;
- c) citochinine: acidi nucleici modificati;
- d) ramificanti: morfattine;
- e) nanizzanti o brachizzanti: a base di acido dimetilamminosuccinamico, cloruro di clorocolina, ecc.;
- f) antigermogliativi: a base di idrazide maleica.

Il consumo di antiparassitari in Italia è stato (espresso in valori correnti di — milioni di lire — [1]): 1970 = 62.720; 1971 = 69.237; 1972 = 74.977; 1973 = 88.698; 1974 = 128.523.

Circa l'incidenza della patologia professionale da agenti chimici in agricoltura [5] si sono annotati nel biennio 1964-1966 723 casi di cui: fosfororganici 320; ditiocarbammati 103; composti inorganici 94; miscele di più principi attivi 75; clororganici 49; concimi chimici 38; carbammati 25; olii minerali 7; fumiganti (solfo di carbonio ecc.) 4; organo-stannici 3; esteri glicolici superiori 2; tioftalimidi 1; derivati dello acido benzoico 1; metaldeide 1.

Sono sostanze chimiche di impiego agricolo anche alcune materie plastiche che vengono impiegate in agricoltura per preparare manufatti speciali, filati e legacci, reti tessute ed estruse, tubazioni e manichette per irrigazione, contenitori cassette, sacchi [6].

Tralasciando la tossicità acuta provocata da insetticidi, erbicidi, fungicidi ed altri fitofarmaci, tossicità espressa come DL/50 orale nel ratto, vogliamo ricordare la persistenza nel terreno di alcuni erbicidi [7] (secondo Kearney e Karfman, 1969, citati da Baldacci e Coll. [7]) ad esempio fenossicomposti (2, 4-D, 2,4, 5-T, ecc.) persistono da 1 mese a 5 mesi mentre fra i carbammati v'è il Protham che persiste per 8 mesi [7]; fra i derivati ureici il Monuron persiste oltre 1 anno.

A questo punto, poche parole sulla lotta integrata. Quali sono i suoi criteri? Quelli che tendono ad « integrare », come suol dirsi la lotta chimica di tipo vecchio, tradizionale, con altri sistemi di lotta che impediscano, che escludano l'impiego, in ogni caso, dei noti antiparassitari. Tanto a livello scientifico che tecnico-applicativo le linee di tendenza della lotta integrata vanno sempre più avanti. Lotta integrata che non si basi esclusivamente sulla valorizzazione della lotta biologica — cioè sull'utilizzazione di parassiti e predatori dei parassiti delle piante (i nemici dei nemici delle piante diventano così nostri alleati) — ma anche su altri mezzi e modalità di difesa contro i parassiti. Ci riferiamo, ad es., ai pesticidi microbici, quali il *Bacillus thuringiensis* ed il *Bacillus popilliae* — microbi, specie il primo, già utilizzati a livello industriale — i quali esplicano azione patogena verso alcuni insetti.

Vorremmo anche ricordare: i chemiosterilizzanti, che offrono possibilità interessanti per intervenire antagonisticamente sul potenziale genetico di alcune popolazioni di parassiti e quindi sulla loro distruzione; gli ormoni capaci di regolare le mute e la metamorfosi di particolari insetti: neotenina (sintetizzata da speciali corpi siti dietro il cervello degli insetti); ecdisone, che provoca il fenomeno del cambio della cuticola; i ferormoni, che consentono il linguaggio fra insetti: difatti i ferormoni permettono lo scambio di « messaggi » (di amore, di allarme, ecc.) fra individui della stessa specie attraverso odori caratteristici che in sostanza sarebbero veri e propri attrattivi sessuali che diffusi nell'ambiente interessato disorienterebbero i maschi non più capaci pertanto di trovare le femmine.

Può anche venire utilizzato il comportamento dei parassiti in rapporto all'azione simultanea di fattori climatici e biologici del loro *habitat*. Oltre agli antagonismi bisognerebbe infine dare largo spazio ai legami fra il fitofago e la pianta di cui si nutre nonché alle relazioni — ecco un punto molto importante — tra individui della stessa pianta.

Riassunto. — Dopo alcuni cenni sul contributo che la chimica ha offerto allo sviluppo dell'agricoltura in quest'ultimo secolo, si passa a dare una breve descrizione, con ipotesi di classificazione, dei principali agenti chimici usati nel settore agricolo per l'incremento e la difesa delle produzioni animali e vegetali.

Quindi si passa a fornire dati statistici nazionali sull'uso dei mezzi chimici di interesse agrario, seguiti da una breve descrizione dei rischi causati dall'uso degli agenti chimici in agricoltura (con le implicazioni riguardanti i consumatori) e prefigurando, infine, alcune ipotesi per la sostituzione di mezzi chimici con tecniche e metodi alternativi.

Summary (*Risks from chemical agents in agriculture. Hygienic-sanitary reflexes, means and alternative methods possibility*). — After a few no-

tices about the contribution that chemistry has given for the development of the agriculture in this last century, we give a short description, with a classification supposition, of the main chemical agents used in the agricultural field, for the development and the defence of animal productions and crop-farming. Then, we present national statistical information about the use of chemical means of agrarian interest. We give also a short description of risks caused by chemical agents in agriculture (with hygienic implications concerning consumers also) prefiguring, in conclusion, some hypotheses for the substitution of the chemical mean with alternative techniques and methods.

BIBLIOGRAFIA

1. INEA 1975. *Annuario dell'Agricoltura Italiana*. **28**, ed. Il Mulino.
2. CNR 1977. Progetto finalizzato fitofarmaci e fitoregolatori. Relazione sullo stato di avanzamento n. 2 delle ricerche svolte al 30 giugno 1977. Sottoprogetto 8-142-150.
3. Soc. It. Fitoiatria 1964. *Repertorio degli Antiparassitari Agricoli registrati in Italia*. Ed. Pavia, 361-411.
4. CONTI, G. C. 1976. La persistenza dei residui di fitofarmaci nel terreno: un'analisi del problema. *Agric. Ital.* **105**: 163-210.
5. GUARDASCIONE, V., MAZZELLA DI BOSCO, M. & ROBIONY, D. 1968. Rilievi sulla incidenza della patologia professionale da agenti chimici (antiparassitari e concimi) in agricoltura. *Folia Medica* **51**: 52-69.
6. ROBIONY, D. 1977. Le colture protette: Aspetti dei relativi rischi. *Riv. Infort. Mal. Prof.* **54**: 79-93.
7. BALDACCI, E., CONTI, G. C. & GOBIS, G. 1975. Lo stato di inquinamento di fitofarmaci in Italia come si presume dalle segnalazioni bibliografiche del decennio 1965-1975. *Atti Giornate Fitopatol.* 1975, pp. 73-78.