

東京都における重金属汚染について (第3報)

朝来野 国彦 渡辺 武春 小野塚 春吉
伊瀬 洋昭 石黒 辰吉

1 はじめに

東京の大気中には、人為的に負荷された多様な重金属が浮遊している。もっとも、最近では、ガソリンの無鉛化やばいじん発生施設に対する規制によって、浮遊重金属は減速しており、1970年5月に新宿区内で問題となった、亜急性疾患の原因を疑わせるような高濃度現象は改善された。しかし、未分解物質である重金属は、環境汚染因子としてはかなりやっかいな因子であることが、国際的にも表1のように報告されている¹⁾。東京における大気中の重金属濃度も、対照地

域の奥多摩や小笠原と比較すると、5~50倍を示している。われわれは、1969年以来定期的に重金属濃度の調査を実施し、その結果を報告してきた。^{2)~6)}

本報では、重金属汚染の推移、地域特性、土壌飛散による自然起源成分の寄与等について報告する。

2 試料採取および分析

(1) 試料採取

試料採取は、ハイボリューム・エアサンプラー (Hi-vol) を用いて、15日毎に定期的に行った。ろ紙は、グラスファイバー (東洋GB-100R) を用い、24時間連続して約2,000 m³の大気に含まれる浮遊粒子状物質 (SPM) を捕集した。調査地点は、図1に示すように12地点を選んだ。サンプラーは、土壌の飛

表1 環境緊張因子の順位についての現状と将来予測

因子	現在	将来
農薬	1	15
重金属	2	1
CO ₂	3	6
SO _x	4	7
浮遊粒状物質	4	4
油汚染	6	7
産業廃棄物による水質汚濁	6	5
固体廃棄物	8	2
化学肥料	9	10
有機性汚物	10	11
NO ₂	10	12
放射性廃棄物 (貯蔵)	12	13
一般廃棄物	13	13
³ H, ⁸⁵ Kr (原子力)	13	2
光化学オキシダント	15	16
炭化水素 (大気)	16	16
CO	17	19
廃熱	18	7
騒音	19	18

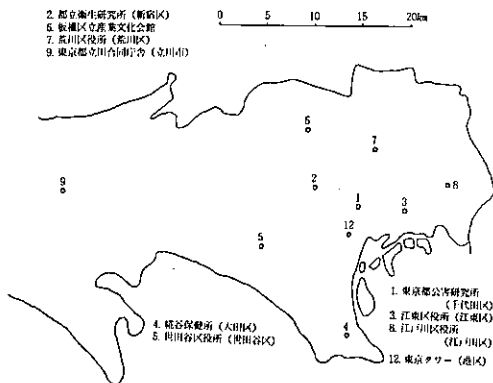


図1 測定地点

散成分の直接的な影響を避けるために、地上5~10 mに設置した。流量測定にはローターメーターを用いたが、併設されている積算流量計も補助的に用いた。また、1973年以降はカスケード型の10μカット装置を設置し、いわゆる respirable 成分を分離捕集

し、10μ以上は、ドーナツ型のろ紙上に捕集し、秤量分析に供した。

(2) 分析法

SPM総量は、温度20℃、湿度50%の恒温恒湿槽に24時間放置し、恒量に達した後秤量した。重金属の分析は、酸分解抽出した試料を直接原子吸光法により行った。抽出、分析法の詳細については、調査報告書を参照されたい⁶⁾。また、Alの分析は、感度の高い放射化分析法によった。グラスファイバーは、Naが多量に含まれており、放射化分析の場合には妨害となり、そのため、分析精度が悪くなることがあるので、メンブランろ紙を用いるのが適当である。しかし、本研究では、都内全域の情報を得るために整備されているサンプリングネットワークのハイボリュームの試料を用いた。放射化分析用の試料は、原子吸光分析用に酸抽出した検体を、各測定点毎に1年分混合し、0.4mlをセルローズろ紙に滴下し、乾燥して作成した。原子炉は、武蔵工業大学原子研究所の原子炉を利用した。(1976年の試料について分析した。)

3 結果と考察

(1) 測定結果

図2に測定結果の年平均値を示した。SPMは、74年頃から横ばい傾向にある。金属成分は、75年までは遞減傾向を示したが、それ以降は各元素ともほぼ横ばい状態になった。69年度との比較では、20%前後に減少しており、規制対策の効果が現われている。78年度の測定結果について、地域分布を図3に示し

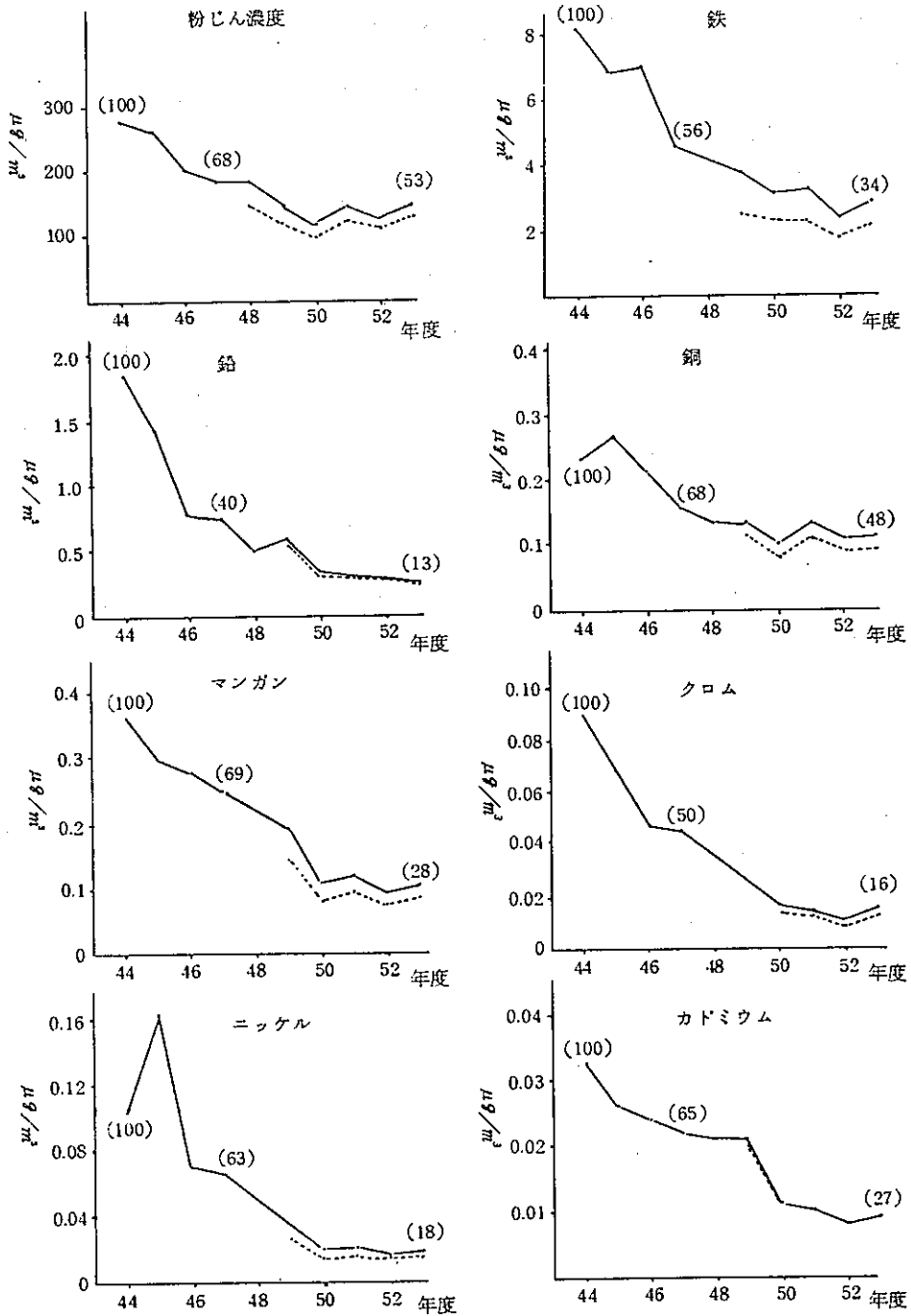
た。川崎の工業地帯に近く、区内にも中小のばい煙発生施設や幹線道路が多い梶谷(大田区)が全般的に高い濃度を示している。また、対照地点の奥多摩(小河内)、小笠原との比較では、表2に示すようにCr、Mn、Cd、Pb、Ni等が高濃度となっている。

(2) 測定点間の分散と平均値の差

測定地点は、工場地域の江東、梶谷、準工場地域の荒川、板橋、江戸川、都心部の当公害研究所、東京タワー、住宅地域の世田谷、衛生研究所(新宿)、郊外の立川に分類される。各測定点間の関係を、78年の測定結果について統計的に検討するため、各々の測定点の分布を正規分布と仮定し、分散と母平均の有意性を検定した。F検定により、分散の有意性を検定し、分散が等しい地点間については、t検定により母平均の差を検定した。母集団分散が異なる場合の有意検定は、Welch, Aspin⁷⁾の方法があるが、分散の異なる要因の解析が十分ではないので、これは行わなかった。従って、母分散と母平均がともに危険率1%で、有意ではない地点間を、同一グループとした。表3に、結果を示した。主として自動車から排出されるPbは、マイクロスケールの拡散が、汚染機構の主要因となるので、各測定点間の差が大きく、都心部のビル街にある公研と同一グループを形成する地点は、産業道路に近接した梶谷以外になかった。また、固定発生源を発生源とするCrは、川崎の工業地帯に近い梶谷が、他の全測定点と異なった傾向を示している。また、SPMは世田谷を除いて、同一グループの地点が多い。各測

表2 23区内と小河内・小笠原との年平均金属濃度化

対照	年 度	粉じん濃 度 比	金 属 濃 度 比						
			Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb
小河内	52	3.1	8	11	2.9	7	8	4.0	10
	53	3.6	9	15	1.3	8	10	3.6	8
小笠原	52	3.2	> 30	4	0.7	11	46	2.7	23
	53	4.2	> 18	8	0.8	20	20	-	25



注) 大気中濃度は、実線が10μ以下及び10μをこえるものの合計、点線が10μ以下の浮遊粒子状物質のものである。

23区内平均値は、東京タワーを除く23区内8カ所の年平均値の平均の値である。

() の数字は44年度を100としたときの指数である。

図2 浮遊粒子状物質・金属成分大気中濃度経年変化

表 3-1 地点間の分散と平均値の差の検定
(上SPM, 下Pb)

場所	江東	糀谷	荒川	板橋	江戸川	世田谷	衛研	立川	東京タワー 25m
公研	○ ×	○ ○	○ ×	○ ×	○ ×	×	○ ×	○ ×	○ ×
江東		○ ×	○ ○	○ ×	○ ○	×	○ ×	○ ○	×
糀谷			○ ○	○ ×	○ ×	×	○ ×	○ ×	×
荒川				○ ×	○ ○	○ ×	○ ×	○ ○	×
板橋					○ ×	○ ×	○ ○	○ ×	×
江戸川						○ ×	○ ○	○ ○	×
世田谷							×	○ ×	×
衛研								○ ×	×
立川									○ ×

×：分散，平均値ともに，危険率1%で有意な場合。

表 3-2 地点間の分散と平均値の差の検定
(S53, 上Fe, 下Cr)

場所	江東	糀谷	荒川	板橋	江戸川	世田谷	衛研	立川	東京タワー 25m
公研	○ ○	○ ×	○ ○	×	○ ×	○ ×	○ ×	×	×
江東		○ ×	○ ○	×	○ ○	×	○ ×	○ ○	×
糀谷			○ ×	○ ×	○ ×	×	○ ×	×	×
荒川				○ ○	○ ○	○ ×	○ ○	○ ○	○ ○
板橋					○ ×	×	×	×	×
江戸川						○ ○	○ ○	×	×
世田谷							○ ×	○ ×	×
衛研								×	×
立川									×

表 3-3 地点間の分散と平均値の差の検定
(S53, Cd)

場所	江東	糀谷	荒川	板橋	江戸川	世田谷	衛研	立川	東京タワー 25m
公研	×	×	○	○	×	×	○	×	×
江東			○	○	○	×	×	×	×
糀谷			×	×	○	×	×	×	×
荒川				○	×	×	○	×	×
板橋					×	×	○	×	×
江戸川							×	×	×
世田谷							×	○	○
衛研								×	×
立川									○

表 4 76年A1の分析結果と土壌寄与率

場所	SPM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	A1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	A1 (%)	C・F (%)	土壌寄与 の SPM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
公研	119	0.79	0.66	9.8	12
江東	96	1.02	1.06	15.8	15
糀谷	104	0.76	0.73	10.9	11
世田谷	84	0.71	0.85	12.7	11
板橋	112	0.94	0.84	12.5	14
荒川	112	1.16	1.04	15.5	17
江戸川	95	1.31	1.38	20.6	19
立川	85	1.23	1.45	21.6	18
衛研	118	1.61	1.36	20.3	24
タワー 25m	90	0.89	0.99	14.8	13
タワー 125m	75	0.52	0.69	10.3	8
タワー 225m	64	0.40	0.62	9.3	6

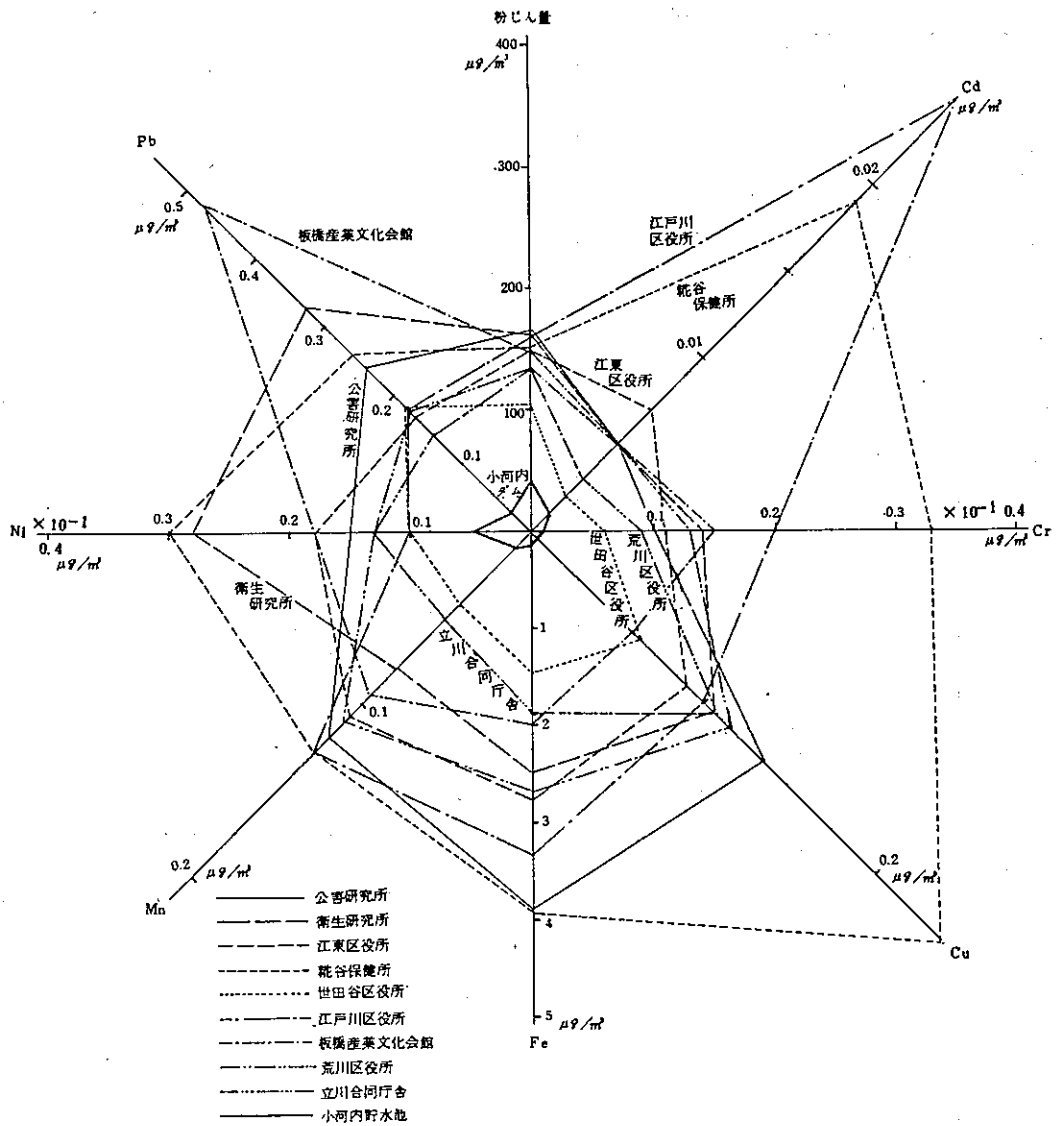


図3 昭和53年度浮遊粒子状物質金属成分大気中濃度(年平均)

定点間のSPMの汚染要因が異なっているのに、統計的には見かけ上、均一性が多いことは注目される。さらに、補足的な調査を行い、因子分析等の手法による解析が必要であろう。また、土壤中に比較的多量に含まれており、固定発生源からも排出されるFeも、比較的広い範囲で均一性が認められる。

(3) 土壌からの寄与

SPMの規制を検討する際には、土壌飛散による自

然界の寄与を把握することが必要となる。土壌中の含有量が他の発生源に比べて特に多い元素としてAlを選び、寄与率を算出した。表4に、放射化分析法によって得られた、大気中のAl濃度と、後述の方法で算出したSPMに占める土壌からの寄与率と濃度を示した。東京の土壌に含まれるAlの含有量を、砧公園、清澄庭園の表層土(0~2cm)の平均値6.7%とすれば、(非破壊による放射化分析による)、表5に示す

表 5 各発生源の粉じんに含まれるAl

発生源	自動車	鉄鋼	土壌	下水処理場
Alの濃度(%)	0.032	1.1	6.7	0.42

ように、他の発生源から排出される粒子状物質中のAlの含有率と比較すると著しく高い。従って、SPM中のAlの含有率を知ることによって、SPMへの土壌からの寄与を次式により算出できる。

$$CF_{soil} = \frac{(Al/SPM)_{air}}{0.067}$$

その結果、表5に示したように、都心部では10 ($\mu g/m^3$)、郊外では20 ($\mu g/m^3$)前後が、土壌からの寄与であることが算出された。

4 ま と め

Hi-volによる測定の結果、東京の大気に含まれる重金属濃度が遞減の傾向にあることは明らかであるが、それでも対照地域の小笠原、小河内に比較すると5~50倍である。10 μ 以上の比率はPbが3~7%と最も小さく、SPMが15%前後、他の元素は20~30%で74年~78年について、経年変化は認められず、粒径に関する状態の変化はなかったものと考えられる。

地域間の母平均(測定した20~22検体の結果から、年間値を推定)について、分散と平均値との差を検定した。土壌からの飛散が主成分であるFeは、各地点間の差が小さいのに対して、主に固定発生源から排出されるCr、Cd等は分散・平均値がともに有意性のない地点は少ないことがわかった。健康影響が明

確でない現時点では、現在の測定をさらに継続していく必要がある。

AlのSPM中含含有率から算出した、土壌の寄与率は、76年の年平均で、立川市で18 $\mu g/m^3$ 都心部では10 $\mu g/m^3$ 前後で、それぞれSPM20%、10%であった。

重金属のような未分解有害汚染物質の把握には、土壌圏、水圏を含めた連鎖系の解明をはじめ、総合的な観察が必要であろう。

また、石油から石炭へのエネルギー転換や自動車のディーゼル化等の要因によって、今後、浮遊粒子状物質は質、量ともに大きく変わることが予想される。そのため量的把握のみならず、質的変動に関する解明がさらに重要となろう。

参 考 文 献

- 1) Korte, F., Comparative Studies of Food and Environmental Contamination, IAEA, Vienne, P.3, (1974).
- 2) 浮遊粒子状物質等調査報告書(昭和44・45年度), 公害研究所資料1-2-1, 昭和47年3月.
- 3) 浮遊粒子状物質等調査報告書(昭和46年度), 公害研究所資料1-2-2, 昭和48年9月.
- 4) 浮遊粒子状物質等調査報告書(昭和47年度~50年度), 公害研究所資料1-2-4, 昭和53年3月.
- 5) 浮遊粒子状物質等調査報告書(昭和51年度), 公害研究所資料1-2-5, 昭和54年3月.
- 6) 浮遊粒子状物質等測定データ集, 公害研究所資料1-2-6, 昭和55年3月.
- 7) Welch, B. L., Biometrika, 43, 203, (1956).