

大気汚染物質の植物に対する影響（第8報）

環境指標林のクスノキ葉中のPb

太田 洋*・高柳俊博**・太田立男**・門田正也*

Effects of Air Pollution on Some Trees Growing in Urban Environment (VIII)

Content Levels of Pb in *Cinnamomum Camphora* Sieb.
Leaves Growing in Environmental Indicate Forest.

Hiroshi OHTA, Toshihiro TAKAYANAGI, Ritsuo OHTA,
Masaya KADOTA

Content levels of Pb in leaves (*Cinnamomum Camphora* Sieb.) were investigated in the Environmental Indicate Forest of Aichi Prefecture, and the correlation between Pb and source of pollutants, vegetation injury were analysed by using Principal Component Analysis method.

(1) Content levels of Pb both in washed and non-washed leaves were high in urban environment, and attached Pb to the leaves was an useful index of air pollution.

(2) Content levels of Pb in the leaves at the margin of Atsuta shrin forest located in the urban area was higher than the inside.

(3) It seemed to be that attached Pb was the index of traffic data, and content levels of Pb in the leaves was the index of industrial activity by calculation of correlation coefficient, consequently the content levels of Pb in the non-washed leaves was able to be estimated as the total pollution.

(4) It was able to estimate the content levels of Pb in leaves considering the influence from source of pollution by using Principal Component Analysis method.

1. まえがき

人間の様々な活動により、周辺の非生物的環境は汚染されてきたが、なかでも重金属成分を中心とする難分解性物質は環境中で残留し、長期にわたって蓄積される傾向にある。このことは同位置で息し続ける植物の生理生態に少なからず影響を及ぼしていると考えられる。

このように生物によって吸収、捕捉された汚染物質を、生物自身が積極的に感受した時間的、空間的に平均された環境汚染の動態として評価するならば、瞬間的あるいは局所的な理化学環境測定値よりすぐれていると考へ都市の緑地帯、街路樹帯の樹葉および土壌の金属成分について報告した^{1),2),3),4),5),6)}。

近年、公害行政の浸透により、いおう酸化物などによる大気汚染は低減しているものの、移動発生源により生ずる大気汚染は、それほど改善されておらず、例えばア

ンチノック剤としてガソリンに添加されていたPbは現在製造中止されているが、移動発生源の指標の1つとなっている⁷⁾。又大気中のPb化合物は粒径が小さいため、呼吸器へ浸入しやすいなど人間にとっても問題の多い重金属成分の1つである。

今回、著者らは、生物群集による環境の評価手法を更に確立するため愛知県により環境指標林として設定されている社寺叢林を対象として、樹葉中に取り込まれている種々の金属成分のうちPbを測定し、環境指標林周辺での環境汚染度の把握、植物への影響解明を統計処理法の1つである主成分分析法を用いて行ったので報告する。

2. 調査方法

1) 調査対象地

図1に示す愛知県下の6ヶ所の環境指標林及びその周辺において調査を実施した。

* 環境工学研究所

** (財) 日本気象協会東海本部



番号、付号	環境指標林	所在地
1 A	熱田神社叢	名古屋市熱田区新宮坂町1
2 W	鴛津岩公園及び長寿寺寺叢	〃 緑区大高町鴛津山13
3 Ha	白山神社叢	春日井市二子町2-11-2
4 O	大泉神社叢	犬山市宮山3
5 K	観音寺寺叢	東海市荒尾町仏供田45
6 Hi	日長神社叢	知多市日長・森下4

図1 調査対象地

2) 調査方法

各環境指標林内の代表的な3ヶ所のクスノキ葉を1979年11月14日および15日に採取し、原子吸光法⁸⁾によってPbを測定した。

その概要を図2および以下に示す。

(1)採葉——各指標林の採葉地点(3地点)で樹勢を代表する樹木(クスノキ)の南面に面した地上高約4mの日当たりのよい数枝を枝ごと採取し、これより採葉を行った。

(2)葉重測定——採葉後直ちに20枚当たりの葉重を測定した(未水洗葉重)。採葉した試料を2群に分け、その一方を水道水により指で葉面の付着物を除去後、蒸留水を用いて水洗し、未水洗葉とともに一週間程度風乾後、それぞれ20枚当たりの葉重を測定した(風乾葉重)。

(3)風乾試料の粉碎——風乾した試料は2mmのふるいを装備したウィレー粉碎機により粉碎した。

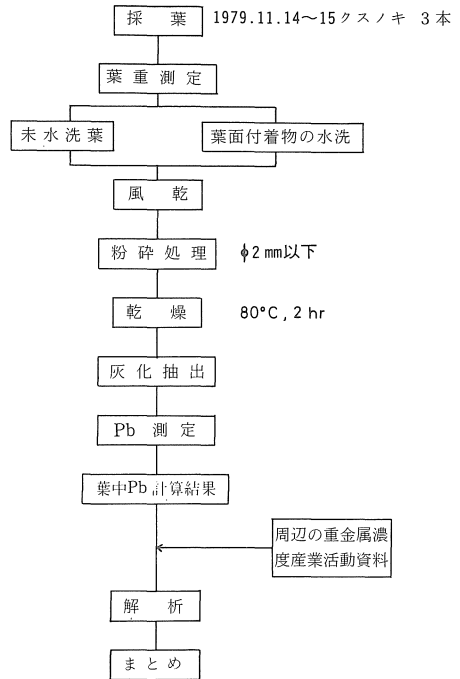


図2 葉中pbの調査方法

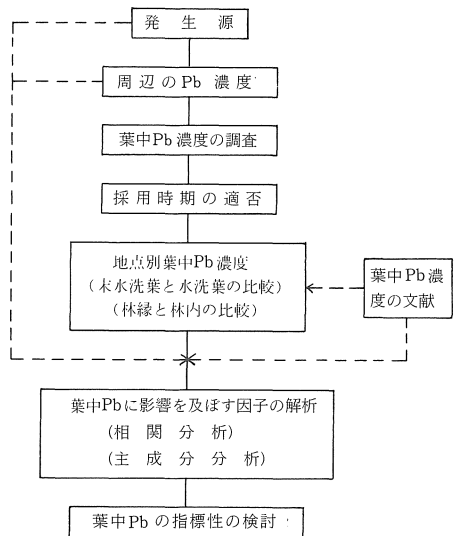


図3 葉中Pb解析のフロー

(4)風乾水分——粉碎試料を80°C 2時間乾燥したものを乾燥試料とし、80°C 2時間乾燥中に減量した分を風乾試料水分とし、この水分と風乾葉重より乾燥葉重を算出した。

(5)葉中Pbの分析——葉中pbは乾燥試料を460°Cで乾式灰化し、1N HNO₃抽出、HNO₃-HCl混液による抽出後、乾固、0.02N HNO₃に溶解、フレイム原子吸光光度法

によって測定した。

3. 測定結果と考察

未水洗葉と水洗葉のそれぞれについて葉重、風乾葉水分、灰分およびPb含有率、Pb含有量の各項目の分析結果を表1および表2に示す。

次いで図3に示すフローに従って葉中Pb量の採葉時期、未水洗葉と水洗葉の比較、林緑と林内の比較、葉中Pbに影響を及ぼす因子の統計処理(相関分析、主成分分析)による解析を行った。

1) 採葉時期

都市環境下における葉中のPbの季節変化は春季(5月)で4 μg/g-dry, 夏季の生長旺盛期(8月)で約6~8 μg/g-dryとなり, 秋季(10月)にはほぼ横ばいになる傾向を示したことから成長期の各種元素含有率は葉の成熟度に応じた差を生じやすく, 環境評価のための採取には

元素含有率が安定した成葉の方がよい³⁾。今回の11月の採葉では軽度の老化現象を伴うとはいえ成葉であるため元素含有率も安定しており, 周囲環境の指標として適当な時期と考へられる。

2) 未水洗葉と水洗葉の比較

(1)葉重は図4に示したように, 未水洗葉が水洗葉に比べて, いく分重く地点間の変動も大きい。これは各環境指標林の近くの環境大気の測定値(①熱田神宮-熱田保健所⁹⁾, ②鷺津砦公園及び長寿寺一大高中学校⁹⁾, ③白山神社-春日井市役所¹⁰⁾, ④大県神社-霧ヶ峰¹¹⁾, ⑤観音寺-東海市役所¹⁰⁾, ⑥日長神社-知多市役所¹⁰⁾を図5に示したように, 周辺の発生源により生じた大気中の浮遊粉じん量及びPb量が各環境指標林ごとに異なっていることが付着物(未水洗葉と水洗葉重の差)に反映されていると考へられる。

(2)未水洗葉と水洗葉の葉中Pbの比較によりPbの動

表1 未水洗葉(クスノキ)の測定結果

地 点	葉 重 mg/枚			風乾葉 水分%	灰分 mg/g		Pb 含 有 率 μg/g			Pb 含有量 μg/枚	
	採取葉	風乾葉	乾燥葉		風乾葉	乾燥葉	採取葉	風乾葉	乾燥葉		
①	A-1	502	323	288	10.8	41.1	46.0	0.92	1.43	1.60*	0.46
	A-2	485	296	262	11.6	77.4	87.6	2.38	3.88	4.40	1.15
	A-3	291	156	140	10.0	77.6	86.3	3.41	6.35	7.08	0.99
	平均	426	258	230	10.8	65.4	73.3	2.24	3.89	4.36	0.87
②	W-1	608	255	227	11.1	40.0	45.0	1.56	3.70	4.17	0.95
	W-2	558	272	238	12.6	69.8	79.9	2.56	5.23	5.99	1.43
	W-3	518	291	255	12.5	68.9	78.8	3.58	6.36	7.28	1.85
	平均	561	273	240	12.1	59.6	67.9	2.57	5.10	5.51	1.41
③	Ha-1	384	195	173	11.1	63.9	71.9	0.72	1.42	1.60*	0.28
	Ha-2	385	225	200	11.3	58.7	66.2	0.83	1.42	1.60*	0.32
	Ha-3	378	254	227	10.5	71.0	79.3	3.07	4.56	5.10	1.16
	平均	382	225	200	11.0	64.5	72.5	1.57	2.47	2.77	0.59
④	O-1	365	212	192	9.5	59.8	66.0	0.84	1.45	1.60*	0.31
	O-2	333	187	168	10.1	56.3	62.6	0.81	1.44	1.60*	0.27
	O-3	442	227	204	10.1	46.6	51.8	0.74	1.44	1.60*	0.33
	平均	380	209	188	9.9	54.2	60.1	0.80	1.44	1.60	0.30
⑤	K-1	329	235	210	10.5	60.0	67.0	5.14	7.20	8.05	1.69
	K-2	275	165	149	10.0	48.6	54.0	3.31	5.49	6.10	0.91
	K-3	454	263	234	11.0	55.0	61.7	3.87	6.66	7.51	1.76
	平均	353	221	198	10.5	54.5	60.9	4.11	6.45	7.22	1.45
⑥	Hi-1	277	180	161	10.6	70.8	79.3	0.93	1.43	1.60*	0.25
	Hi-2	325	246	217	11.8	51.7	58.5	1.07	1.41	1.60*	0.35
	Hi-3	425	233	209	10.3	53.4	59.5	0.79	1.44	1.60*	0.34
	平均	342	220	196	10.9	58.6	65.8	0.93	1.43	1.60	0.31
全 平 均	407	234	209	10.9	59.5	66.8	2.04	3.46	3.89	0.82	

* 定量限界値

表2 水洗葉（クスノキ）の測定結果

地 点	葉 重 mg/枚			風乾葉 水分%	灰 分 mg/g		Pb 含 有 率 $\mu\text{g/g}$			Pb 含有量 $\mu\text{g/枚}$	
	採取葉	風乾葉	乾燥葉		風乾葉	乾燥葉	採取葉	風乾葉	乾燥葉		
①	A-1	502	249	223	10.4	41.2	46.0	0.71	1.43	1.60*	0.36
	A-2	485	231	204	11.7	62.9	71.2	0.67	1.41	1.60*	0.33
	A-3	291	146	132	9.8	71.4	79.2	2.35	4.65	5.18	0.68
	平 均	426	209	186	10.6	58.5	65.5	1.24	2.50	2.79	0.45
②	W-1	608	292	260	11.0	35.9	40.3	0.68	1.42	1.60*	0.41
	W-2	558	184	161	12.4	71.8	82.0	1.58	4.80	5.48	0.88
	W-3	518	147	130	11.7	71.6	81.0	1.82	6.38	7.24	0.94
	平 均	561	208	184	11.7	59.8	67.8	1.36	4.20	4.77	0.74
③	Ha-1	384	205	183	10.7	67.1	75.1	0.76	1.43	1.60*	0.29
	Ha-2	385	193	172	11.1	57.3	64.4	0.71	1.42	1.60*	0.27
	Ha-3	378	182	162	10.9	66.1	74.1	1.91	3.96	4.45	0.72
	平 均	382	193	172	10.9	63.5	71.2	1.13	2.27	2.55	0.43
④	O-1	365	188	169	10.2	62.6	69.7	0.74	1.44	1.60*	0.27
	O-2	333	174	156	10.4	55.5	62.0	0.75	1.43	1.60*	0.25
	O-3	442	182	164	9.9	46.1	51.1	0.59	1.45	1.60*	0.26
	平 均	380	181	163	10.2	54.7	60.9	0.69	1.44	1.60	0.26
⑤	K-1	329	163	147	9.9	60.8	67.5	3.28	6.60	7.33	1.08
	K-2	275	164	148	9.8	57.7	64.0	2.50	4.16	4.64	0.69
	K-3	454	213	191	10.3	52.2	58.0	1.95	4.15	4.64	0.89
	平 均	353	180	162	10.0	56.9	63.2	2.58	4.97	5.54	0.89
⑥	Hi-1	277	146	131	10.2	77.4	86.3	0.76	1.44	1.60*	0.21
	Hi-2	325	195	173	11.1	60.1	67.5	0.85	1.42	1.60*	0.28
	Hi-3	425	197	176	10.9	54.4	61.0	0.66	1.43	1.60*	0.28
	平 均	342	179	160	10.7	64.0	71.6	0.76	1.43	1.60	0.26
全 平 均	407	192	171	10.7	59.6	66.7	1.29	2.80	3.09	0.50	

* 定量限界値

態をみると図6のようになり、全般に葉中Pb ($\mu\text{g/g-dry}$)は水洗葉に比べて未水洗葉に多くみられ、このような傾向は人為活動の激しい熱田神宮、観音寺で著しく、大泉神社、日長神社ではほとんど差は認められなかった。即ち、大泉神社、日長神社の水洗葉中のPb含有率(1.6 $\mu\text{g/g-dry}$ 以下)は当該環境指標林における自然含有率とみることができる。又この値を基準にすることにより汚染度の比較(大泉神社に対する)ができる。

(3)葉面付着物中のPb ($\mu\text{g/g-dry}$) (付着Pb)と水洗葉中のPb ($\mu\text{g/g-dry}$)の相関係数は0.79 (n=6)と比較的高く、移動発生源より生じた浮遊粉じん、桜下ばいじん中のPbが「付着Pb」として葉面あるいは土壌表面に蓄積し、葉あるいは根からとり込まれて葉中のPb量に影響を与えていると考えられる。

(4)葉中Pbの量は各指標林間に差がみられるが、この含有率をPb影響の点から文献値^{(12),(13),(14)}と比較してみると、葉重変化にはあらわれていず、この程度の含有率で

は植物に対して影響がないとみてもよいだろう。

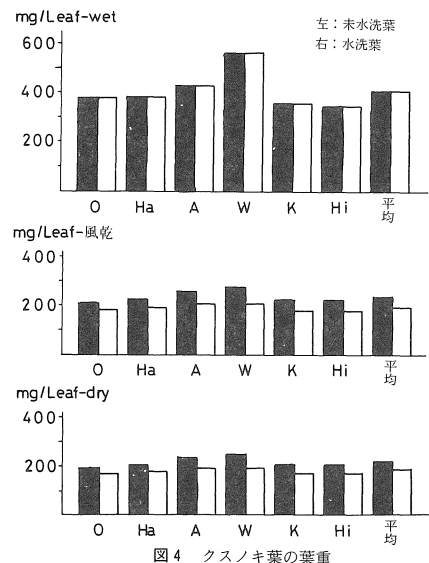


図4 クスノキ葉の葉重

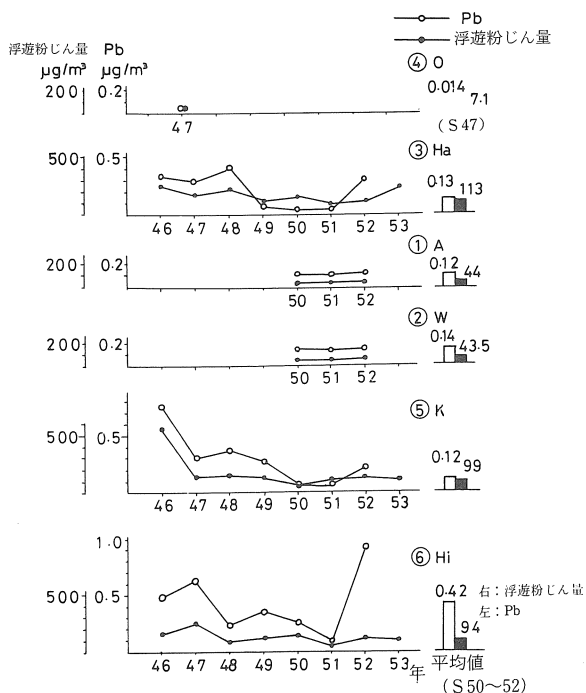


図5 環境指標林周辺の大气中のPb及び浮遊粉じん量

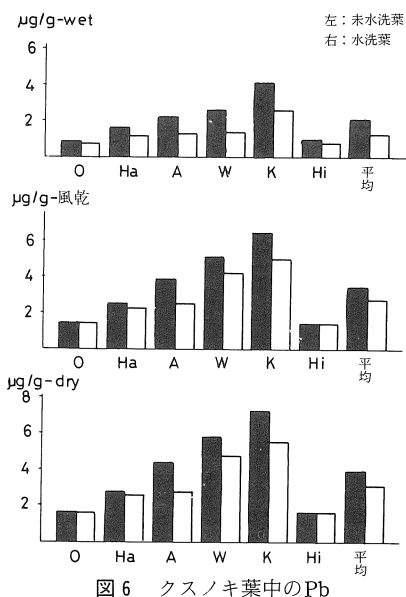


図6 クスノキ葉中のPb

3) 林縁と林内の比較

著者の太田、門田は1974年クスノキを含む数種類の樹木について葉中金属元素を熱田神宮を中心とする都市の緑地帯について報告²³⁾⁴⁾した。今回の採取地点はこれらの資料を参考に比較しやすい位置で林縁から林内にかけて採葉を行い、結果を表3にまとめた。

表3 葉及び土壌中のPb

		µg/g-乾燥			
		地点	A-1	A-2	A-3
			A ₃	A ₄	A ₇
葉面付着Pb	1979.11	—	2.8	1.9	
葉中Pb	1979.11		1.6	1.6	5.2
	1974.10		3.7	4.6	8.5
土壌中Pb	0 cm 1974.10		45	31	63
	30cm //		19	19	54

* 1 1974.10の測定値³⁾⁶⁾
 * 2 A₃, A₄, A₇. (は文献3) 6) による地点

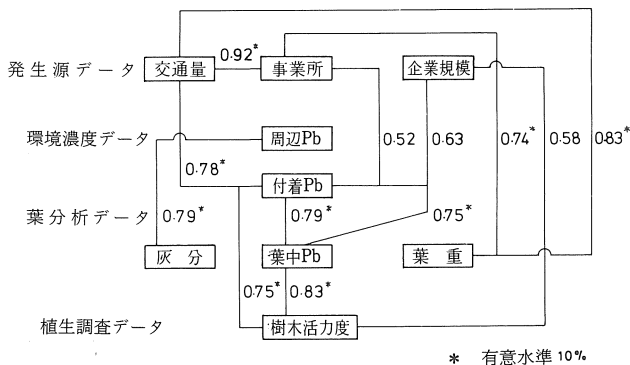
本調査による昭和54年11月の葉中Pbの値は昭和49年10月の値³⁾に比べて全般に低下しており、図5の周辺Pb濃度の経年変化についても同様に低下していることから、近年のPb汚染は低減してきているといえよう。又道路に近いA-3(A₇)では、森の中心に位置するA-2(A₄)に比べて葉中Pb濃度は高く、葉面付着物についても、ほぼ同様な傾向がみられた。更に、樹木に関係の大きい土壌のPb濃度⁶⁾をみると、表土では中心部が低く、道路付近でやや高いが、下層土(30cm)では明らかに道路付近が高くなっている。即ち土壌では林内では表土と下層土のPb濃度にかなりの差がみられるのに対し、林縁の道路付近では表土と下層土のPb濃度にほとんど差が認められない状態である。

これらのことより、林内に比べて移動発生源に近い林縁では、葉面付着物、葉中および土壌中のPb濃度が高いことから発生源より生じたPbは葉面あるいは土壌を經由して葉中へ移行しており、葉中Pbが周囲環境汚染な指標として利用しうることが判った。

4) 葉中pbに影響を及ぼす因子について。

事業所、自動車より発生したPbは大気中あるいは土壌中のPbに影響を及ぼし、これが葉中の濃度を支配していると考えられる。

各因子の相関係数(n=6)を調べ、葉中Pbの実態把握のための影響を図7に示す。



* 有意水準 10%

図7 葉中Pbと影響を及ぼす因子との相関

(1)付着 Pb は発生源のうち交通量と相関がみられ ($r=0.78$), 更に葉中 Pb とも相関性がみられることから ($r=0.79$), 自動車を中心として発生した Pb は付着 Pb として葉面へ移行し, あるいは土壌表面へ降下して根より葉中へとり込まれていくと考えられる。

(2)付着 Pb は目視による植生調査データである樹木活力度と相関がみられるが ($r=0.75$), この樹木活力度の項目の中には粉じんの付着物が含まれていることから, 付着 Pb が樹木活力度と相関性を有する可能性があることは充分予想されることである。

(3)葉中 Pb は樹木活力度と相関性を示しているが ($r=0.83$), 植物体中の Pb の自然含有率について熊沢ら¹⁵⁾は野菜で平均 $4.0\mu\text{g/g-dry}$ ($1.7\sim 10.9\mu\text{g/g-dry}$), 牧草, 飼料作物で $1.4\mu\text{g/g-dry}$ ($0.6\sim 3.6\mu\text{g/g-dry}$) としており, 今囲の平均含有率 $3.1\mu\text{g/g-dry}$ ($1.6\sim 5.5\mu\text{g/g-dry}$) はこれらの値と同程度となったことから, クスノキの葉

中 Pb のみによって被害が生じているとは考えられず, 他の複合的要因との相乗効果により, 樹木活力度に影響がみられたものと考えられる。

(4)葉中 Pb は企業規模と相関性がみられる ($r=0.75$). 前述のように付着 Pb は交通量(自動車)の指標となることから, 未水洗葉(葉中 Pb+付着 Pb)を分析することによって Pb 汚染の総合的な評価が可能となろう。又, 排出された重金属などは土壌へ降下し, 一部は降水によって流出するものの, 大部分は残留しており, これらは葉中へ移行していると考えられるため, 今後は土壌中での挙動の把握が望まれる。一方, 葉中 Pb は成長量の目安としての葉重と相関性がみられないが, 上述の自然含有率とほぼ同程度であることから, Pb による生理障害は生じていない。

(5)周辺の Pb 濃度(周辺 Pb)は, 交通量などの発生源データ, 葉中 Pb, 付着 Pb とそれぞれ相関性がみられな

表 4 数値解析に用いたデータ

項目 地点	1 葉重 mg/枚-dry	2 葉中Pb $\mu\text{g/g-dry}$	3 付着Pb $\mu\text{g/g-dry}$	4 灰分 mg/g-dry	5 周辺Pb (50~52年平均) $\mu\text{g/m}^3$	6 交通量 台km/日	7 樹木活力度 51,53年平均	8 事業所	9 * 企業規模 $\times 10^3$
4 大県神社	163	1.60	0.00	60.9	0.014	7,700	1.05	3	15.7
3 白山神社	172	2.55	0.22	71.2	0.13	24,000	1.03	25	18.4
1 熱田神宮	186	2.79	1.57	65.5	0.12	72,000	1.72	160	15.6
2 鷲津砦公園, 長寿寺	184	4.77	1.04	67.8	0.14	35,000	2.19	24	14.6
5 観音寺	162	5.54	1.68	63.2	0.014	29,000	2.36	4	87.5
6 日長神社	160	1.60	0.00	71.6	0.42	6,600	1.71	2	1.4
平均	171.2	3.14	0.75	66.7	0.14	29,050	1.677	36.3	25.5 ³
偏差	11.5	1.65	0.78	4.31	0.14 ⁹	23,939	0.556	61.5	30.9 ⁵

* 企業規模 = $\frac{\text{生産額}}{\text{事業所}}$

表 5 相関マトリックス

項目	1 葉重	2 葉中Pb	3 付着Pb	4 灰分	5 周辺Pb (50~52年平均)	6 交通量	7 樹木活力度 (51,53平均)	8 事業所	9 * 企業規模
1 葉重	1.000	0.242	0.479	0.100	- 0.146	0.825	0.162	0.741	- 0.288
2 葉中Pb	0.242	1.000	0.785	- 0.210	- 0.429	0.329	0.819	- 0.059	0.747
3 付着Pb	0.479	0.785	1.000	- 0.336	- 0.421	0.778	0.744	0.520	0.628
4 灰分	0.100	- 0.210	- 0.336	1.000	0.787	- 0.104	- 0.083	- 0.056	- 0.466
5 周辺Pb	- 0.146	- 0.429	- 0.421	0.787	1.000	- 0.247	0.019	- 0.081	- 0.567
6 交通量	0.825	0.329	0.778	- 0.104	- 0.247	1.000	0.312	0.921	0.079
7 樹木活力度	0.162	0.819	0.744	- 0.083	0.019	0.312	1.000	0.023	0.538
8 事務所	0.741	- 0.059	0.520	- 0.056	- 0.081	0.921	0.023	1.000	- 0.195
9 企業規模	- 0.288	0.747	0.628	- 0.466	- 0.567	0.079	0.538	- 0.195	1.000

* 企業規模 = $\frac{\text{生産額}}{\text{事業所}}$

い。

昭和50～52年度の環境指標林周辺の環境大気中の浮遊粉じん中に含まれるPb濃度(μg/m³)は図5で示したように日長神社付近で0.4μg/m³と最も高く、大県神社付近では0.014μg/m³と低く、他の地点ではほぼ0.1μg/m³程度である。ところがこれらは愛知県報告¹⁰⁾ではハイポリウム・エアサンプラーによる1日の値を測定したものであり、又名古屋市報告⁹⁾では同じハイポリウム・エアサンプラーによる測定値からであるが、この測定値の年平均値であるなど、得られたデータの質が異なるものがあり、一様な比較は困難なことがあげられる。

表6 主成分分析結果

No	項目	要素		因子 負 荷 量	
		固 有	ベ	第 1 主成分	第 2 主成分
1	葉 重	0.263	ク	0.531	- 0.746
2	付着Pb	0.398	ト	0.803	0.383
3	付着pb	0.485	ル	0.980	- 0.027
4	灰 分	- 0.216		- 0.436	- 0.422
5	周辺Pb (50～52平均)	- 0.281		- 0.568	- 0.354
6	交通量	0.380		0.768	- 0.621
7	樹木活力度(51, 53平均)	0.335		0.676	0.235
8	事 務 所	0.246		0.496	- 0.790
9	企業規模*	0.308		0.622	0.708

* 企業規模 = $\frac{\text{生産額}}{\text{事務所}}$

又昭和46～52年度の環境大気中のPb濃度の経年変化をみると、昭和50年前後に到って低下しているのがみられ、この原因として燃料ガソリンに添加するアンチノック剤(四エルチ鉛)の使用停止、公害防止対策の改善に伴う浮遊粒子状物質の排出減少、オイルショックなどによる企業活動の低下があげられる。

5) 主成分分析法(多変量解析法)を用いた環境評価
葉中Pb及びこれに影響を与える因子について、多変量解析法の1つである主成分分析法¹⁶⁾を用いて相互間の関係を求め、数値解析に用いたデータを表4に、相関マトリックスを表5に、そして、主成分分析結果を表6に示す。

葉中Pbの解析には(1)葉、(2)葉中Pb、(3)付着Pb、(4)灰分、(5)周辺Pb、(6)交通量、(7)樹木活力度、(8)事業所および(9)企業規模(生産額/事務所)の9項目を用いた。

これらの主成分分析に基づく累積寄与率は第1、第2主成分の合計(Z₁+Z₂)で全体の74%が要約される。

次に、主成分の示す意味を理解するために、各項のZ₁、Z₂に対する因子負荷量を図8に示し、Z₁、Z₂のそれぞれの推定を行うと、Z₁は付着Pb、交通量、葉中Pb(水洗葉)などと高い相関性がみられることから「移動発生源による汚染」とし、Z₂は企業規模と正の相関性が、事業所とは

負の相関性がみられることから「企業規模」とした。これらの二成分に要約される割合は、前述の累積寄与率にみられる74%となる。

又、各地点の葉中Pbの総合主成分値(スコア)を図9に示す。

これより葉中Pb調査をとおして各環境指標林の特性をみると、臨海工業地帯に近い観音寺では移動発生源と、大規模の固定発生源による影響が依然として強く、都心部の熱田神宮では、移動発生源と小規模の固定発生源である事業所による影響がみられる。

移動発生源による汚染を各環境指標林についてみると

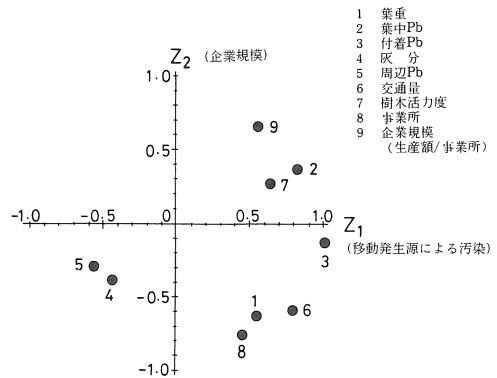


図8 葉中Pbの解析項目のZ₁Z₂'に対する因子負荷量

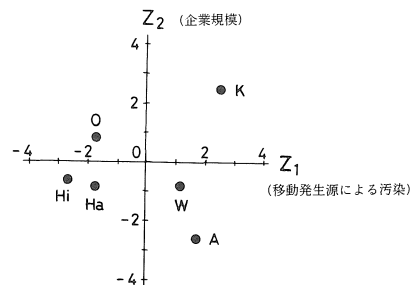


図9 葉中Pbの因子解析スコアの散布図

観音寺>熱田神宮>鷺津岩公園及び長寿寺>白山神社>大県神社>日長神社の順になった。これら主成分分析の総合主成分（スコア）により、各地点の発生源の影響を考慮した評価が行えることが判った。

4. まとめ

環境から能動的にとりこまれた愛知県下の6ヶ所の環境指標林のクスノキ葉中のPbを測定し、多変量解析法の1つである主成分分析法を用いて解析し、次の結果を得た。

1) 未水洗葉と水洗葉中のPb含有率、含有量の比較により、付着Pbは各環境指標林地域の大气汚染度の指標となり、発生源より生じた汚染物質(Pb)は土壌あるいは葉面の付着物より移行し、葉中Pbの増加に寄与していることが考へられる。

2) 都心部の熱田神宮では林縁から林内にかけての葉中Pbは同位置にある昭和49年採取試料と比較して、低減していることが判った。又林縁の葉中Pbは林内に比べて高く、土壌濃度を含めてみると、下層土では明らかに林縁で高くなっていることから、発生源より生じたPbは葉面あるいは土壌を経由して葉中へ移行するものと考え、葉中Pbを周囲環境汚染の指標として利用することができる。

3) 葉中Pbに影響を及ぼす因子解析によると、付着Pbは交通量の指標となり、葉中Pbは産業活動の指標となる。

故に未水洗葉(付着Pb+葉中Pb)を用いたPb分析値は発生源の総合的な値として評価することができる。

4) 多変量解析法の1つである主成分分析法を用いて得られる総合主成分値(スコア)により、各地点での発生源の影響を考慮した評価が行える。

5) 今回測定した葉中Pbのデータの範囲内では樹木に被害を引き起こしている可能性は小さいが、葉中Pb、付着Pbは複合的な汚染の1つとして樹木に作用し、樹木

活力度などの目視による観測結果に影響が反映しているものと考へられる。

これは樹木活力度が複合汚染の指標として感度の良いことを示している。実際に周囲環境にはPb以外にも数多くの重金属などの汚染質が混入しているため、葉中の他の金属成分についての含有率、含有量、土壌中のこれらの含有率、含有量、さらに、その他の環境因子の把握により、目視観測結果の裏付け、あるいは難分解性物質の循環機構の解明が進むことが望まれる。

終りにのぞみ、本研究を行うにあたり御便宜を賜った愛知県農地林務部自然保護課ならびに試料の採取、分析に協力された応用化学科学生の鈴木哲之、鈴木幹也、竹原均君に深く謝意を表する。

文献

- (1) 太田 洋ら：愛工大研報 10 215 (1975)
- (2) 太田 洋ら：ibid 12 203 (1977)
- (3) 太田 洋ら：ibid 12 215 (1977)
- (4) 太田 洋ら：ibid 12 231 (1977)
- (5) 太田 洋ら：ibid 12 261 (1977)
- (6) 太田 洋ら：ibid 12 237 (1977)
- (7) 広野富雄ら：大気汚染研究 12 209 (1977)
- (8) 太田 洋ら：愛工大研報 10 223 (1975)
- (9) 名古屋市：大気汚染調査資料 (1975~1977)
- (10) 愛知県：大気汚染調査報告 (1971~1978)
- (11) 朝来野国彦ら：東京都公害研究所年報 4 (1973)
- (12) Guha, M.M et al : Plant and soil 24 90 (1966)
- (13) Smith W. H : Environ. Sci & Tech. 7 631 (1973)
- (14) Young, H.E et al : Tappi 49 190 (1966)
- (15) 熊沢喜久雄：文部省特定研究 人間生存と自然環境 (1976)
- (16) 奥野忠一ら：多変量解析法 159 (1974) (日科技連)

(受理 昭和56年1月16日)