

VII 報 文

道路近傍における浮遊粉じん等の実態について（Ⅳ報）

高橋 浩 斎藤 学

*斎藤 勝美 小玉 幹生

1 はじめに

近年、東北・北海道の都市部を中心に、スパイクタイヤが道路を摩耗して発生する浮遊粉じん等が、生活環境を悪化させるとして社会問題となっている。

本県でも、昭和58年11月に「スパイクタイヤ使用自粛指導要綱」を制定し、使用自粛期間を定めるなどしてこの問題にとりくんでいる。

当センターでは、昭和57年度からその実態について調査しているが、昭和60年度は浮遊粉じん、浮遊粒子状物質、降下堆積物について、月変化、距離減衰、鉛直分布、成分濃度等に関する調査を行なった。

2 調査方法

2.1 調査地点

調査地点は図－1 及び図－2 の合計9 地点で、その概要は表－1 のとおりである。

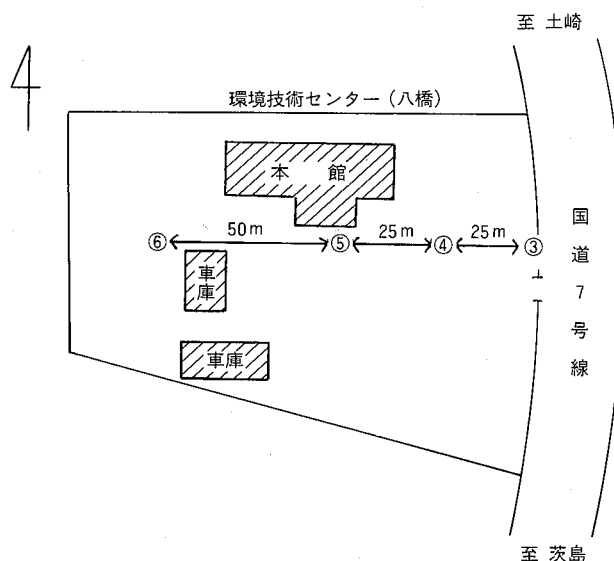
表－1 調査地点の概要

地点 No.	調 査 地 点 名		設 置 位 置 の 状 況			面 す る 道 路 の 状 況			
	地 点 名	略 称	設 置 面	道路端からの 路幅(m)	地上からの 高さ(m)	路 線 名	車 線 数	舗装状況	交通量 (台/24h)
1	土崎自動車排出ガス測定局	土崎	局 舎 上	2	2	県道新屋土崎線	2	アスファルト	28,110
2	茨島自動車排出ガス測定局	茨島	局 舎 上	5	2.5	国 道 7 号 線	2	アスファルト	30,330
3	環 境 技 術 セ ン タ ー	八橋(0m)	地上(芝生)	2	0	国 道 7 号 線	2	アスファルト	43,310
4	環 境 技 術 セ ン タ ー	八橋(25m)	地上(芝生)	25	0	—	—	—	—
5	環 境 技 術 セ ン タ ー	八橋(50m)	地上(芝生)	50	0	—	—	—	—
6	環 境 技 術 セ ン タ ー	八橋(100m)	地上(アス ファルト)	100	0	—	—	—	—
7	秋 田 短 大 跡 地	鉛直(0m)	地上(土)	5	0	国 道 7 号 線	2	アスファルト	21,010
8	秋 田 短 大 跡 地	鉛直(8m)	屋 上	5	8	—	—	—	—
9	秋 田 短 大 跡 地	鉛直(16m)	屋 上	5	16	—	—	—	—

* 現：秋田県秋田保健所



図一1 調査地点(1)



図一 2 調査地点(2)

2. 2 調査時期及び調査内容

調査時期は昭和60年10月、11月、12月、昭和61年1月、3月、4月であり、調査内容は表一2のとおりである。

表一 2 調査内容

調査項目	使用機器	分析項目
浮遊粉じん	ハイボリューム・エアサンプラー (ろ紙：石英繊維ろ紙2500QAST)	浮遊粉じん濃度 ベンゼン抽出物質濃度 金属成分濃度 (Zn、Fe、Mn、Ca、Al、V)
	アンダーセン・エアサンプラー	浮遊粉じんの粒径分布
浮遊粒子状物質	ローボリューム・エアサンプラー (ろ紙：ハイボリューム・エアサンプラーと同じ)	浮遊粒子状物質濃度
降下堆積物	プラスチック容器 (47cm×40cm×22cm)	不溶性物質質量 ベンゼン抽出物質濃度

2. 3 分析方法

(1) ベンゼン抽出物質質量

ソックスレー抽出法により行った。

(2) 金属成分濃度

ろ紙を低温灰化後、硝酸・過酸化水素により分解し、原子吸光光度法で定量した。

(3) 不溶性物質質量

孔径2mmのふるいで夾雑物を除去した後に5Bろ紙でろ過し定量した。

3 調査結果

3.1 浮遊粉じん

3.1.1 浮遊粉じん濃度の経月変化

各調査地点のうち、土崎、茨島、八橋 (0m) ~ (100m) 地点における浮遊粉じん濃度の経月変化は表-3、図-3 及び図-4 のとおりである。

表-3 浮遊粉じん濃度の経月変化

年/月 地点名	60/10	60/11	60/12	61/1	61/3	61/4
土 崎	—	203 (85~366)	39 (17~52)	371 (59~762)	554 (406~702)	274 (229~342)
茨 島	—	194 (129~322)	66 (39~131)	236 (80~331)	441 (281~591)	224 (193~273)
八橋 (0m)	76 (60~88)	151 (92~232)	58 (48~84)	105 (57~159)	231 (161~321)	197 (156~277)
八橋 (25m)	51 (44~70)	69 (59~89)	38 (19~87)	51 (40~68)	108 (93~132)	105 (60~146)
八橋 (50m)	49 (40~72)	60 (47~82)	31 (22~37)	49 (39~61)	100 (91~113)	100 (63~144)
八橋 (100m)	52 (38~77)	61 (48~84)	29 (24~34)	49 (38~64)	91 (78~108)	—

注) () 内は最低・最高値

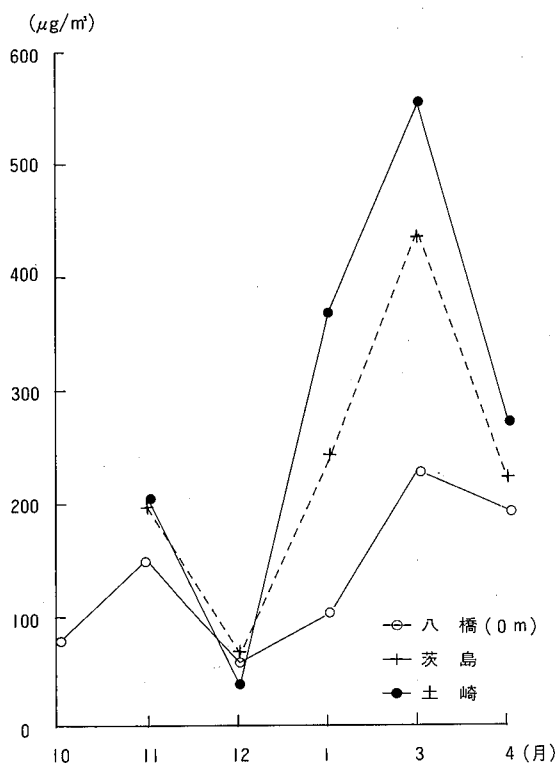


図-3 浮遊粉じん濃度の経月変化(1)

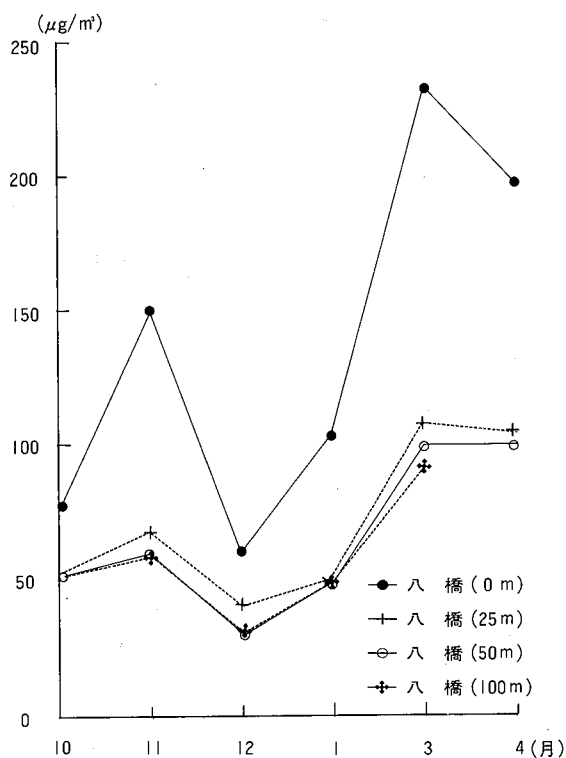


図-4 浮遊粉じん濃度の経月変化(2)

図-3は道路端3地点の経月変化であるが、これを見ると各地点とも3月に最高値を示し、特に土崎では $554\mu\text{g}/\text{m}^3$ となっている。また、最低値は各地点とも12月に記録しているが、これは12月にかなりの積雪があり、道路が圧雪状態にあったためである。なお、2月は欠測であるが、積雪の状況は12月とほぼ同様であり、浮遊粉じん濃度は低かったものと推定される。

図-4は八橋における道路端からの距離を変えた各地点の経月変化であるが、これを見ると八橋(0m)以外の3地点は各月ともほぼ同じ値を示しており、また、八橋(0m)よりもゆるやかながら、同様のパターンで推移している。

3. 1. 2 浮遊粉じん濃度の距離減衰

表-3から、八橋における浮遊粉じん濃度の距離減衰をグラフにすると図-5のようになる。これを見ると11月、1月、3月、4月は距離減衰が大きく、スパイクタイヤの非装着期である10月と、道路が圧雪状態にあった12月は距離減衰が小さい。また、各月とも0~25mまでが減衰率が大きく、その後は非常に小さくなっている。このことは道路じんの影響は25m以内が顕著であることを示している。しかし、図-4に示すとおり、25、50、100m地点の経月変化は0m地点とほぼ同様なパターンであり、このことから、道路から飛散する浮遊粉じんの影響は少なくとも100m地点までは及んでいると考えられる。

3. 1. 3 浮遊粉じん濃度の鉛直分布

道路端における浮遊粉じん濃度の鉛直分布は表-4及び図-6のとおりである。

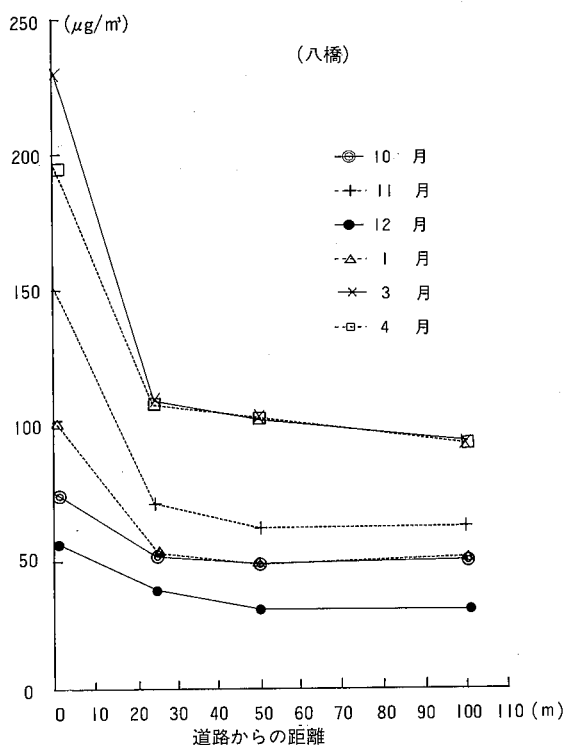


図-5 浮遊粉じん濃度の距離減衰

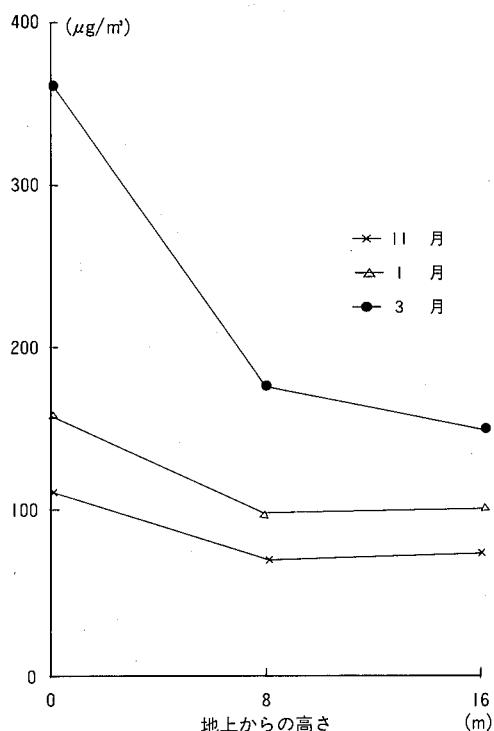


図-6 浮遊粉じん濃度の鉛直分布

これによると各月とも0～8 mの間で浮遊粉じん濃度の減衰が大きくその後はゆるやかである。このことから、浮遊粉じんの鉛直方向への影響は8 m以内が顕著であることがわかる。しかし表－4に示されるとおり、経月変化はいずれの地点ともほぼ同じパターンであり、したがって道路から飛散する浮遊粉じんの影響は少なくとも地上16mまでは及んでいると考えられる。

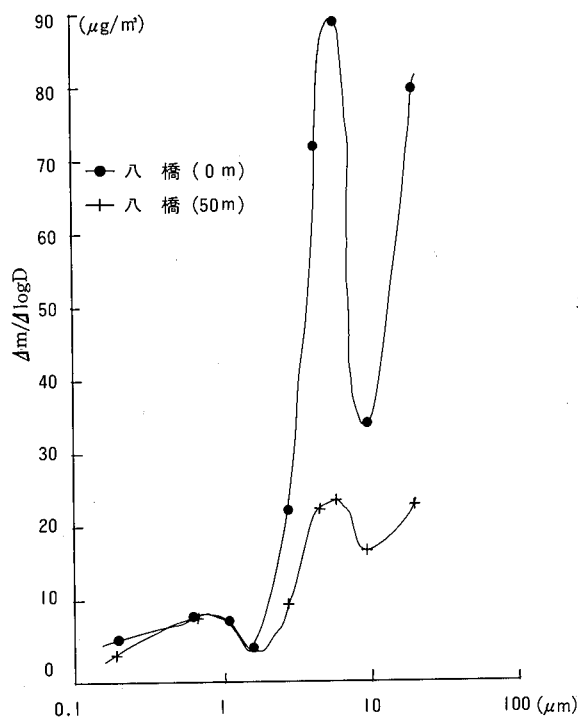
表－4 浮遊粉じん濃度の鉛直分布

		($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
年/月	地点名	60/11	61/1	61/3
鉛直(0 m)		114 (29～212)	159 (82～241)	365 (232～531)
鉛直(8 m)		68 (19～96)	97 (50～141)	175 (91～277)
鉛直(16m)		72 (17～96)	95 (49～130)	146 (100～188)

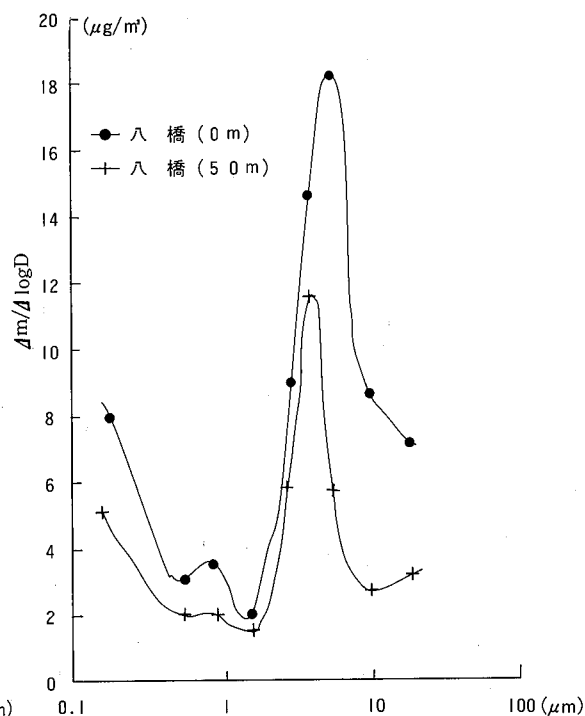
注) () 内は最低・最高値

3. 1. 4 浮遊粉じんの粒径分布

スパイクタイヤ装着期である3月と、非装着期である9月について、距離別に粒径分布を測定した結果が図－7及び図－8である。これを見ると9月では0 m地点と50 m地点はほぼ同様の粒径分布を示している。これに対し、3月では0 m地点は50 m地点に比べて5 μm 前後と10 μm 以上



図－7 距離別の粒径分布(3月)



図－8 距離別の粒径分布(9月)

の粒径の粒子の増加が顕著である。このことから、3月に道路から飛散する浮遊粉じんは、比較的粒径の大きい粒子が多く、そのため図-5に示されるように10月等比べて距離減衰が大きくなっていると思われる。

また、図-9はラベリング試験機から発生する浮遊粉じんの粒径分布であるが、これを見ると $5\mu\text{m}$ 前後を中心とした1山型の分布になっている。このことから、図-7における八橋(0m)の粒径分布のうち $10\mu\text{m}$ 以上の粒径の粒子は、スパイクタイヤによって摩耗した道路粉じん以外のもの(土砂等)が多く含まれていることが推定される。ただし、ラベリング試験は乾燥状態で行っており、実際の湿った路面とは条件が異っていると考えられる。道路粉じんの粒径に対する水分の影響については検討しておらず不明である。

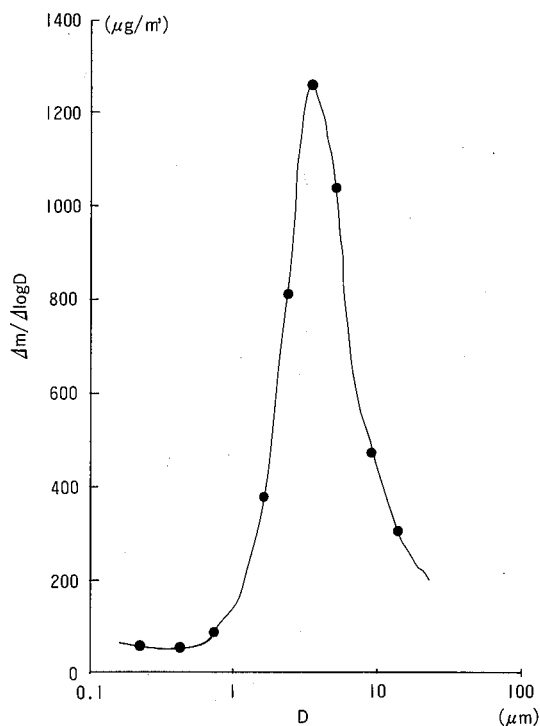


図-9 ラベリング試験機から発生する浮遊粉じんの粒径分布

3. 1. 5 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質

八橋(0m)～(100m)地点及び鉛直(0m)～(16m)地点の浮遊粉じんについて、道路のアスファルト成分の指標の一つであるベンゼン抽出物質濃度を測定した。また、その結果と浮遊粉じん濃度からベンゼン抽出物質の含有率を求めた。結果を表-5に示す。

表-5 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質の濃度及び含有率

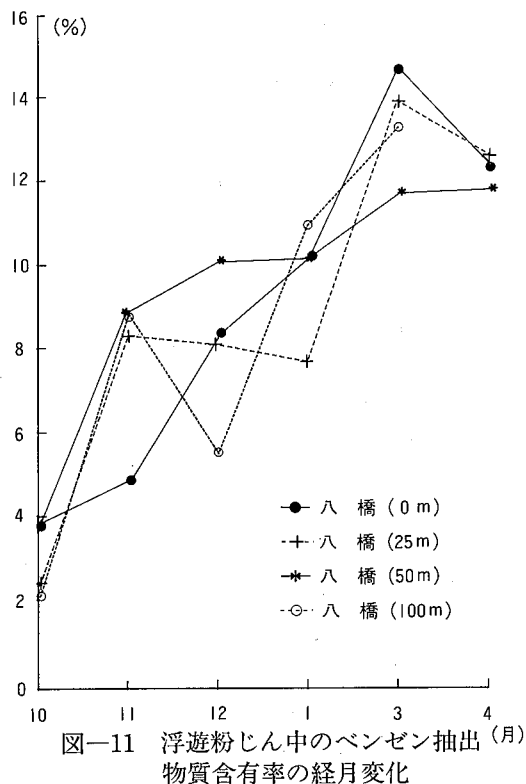
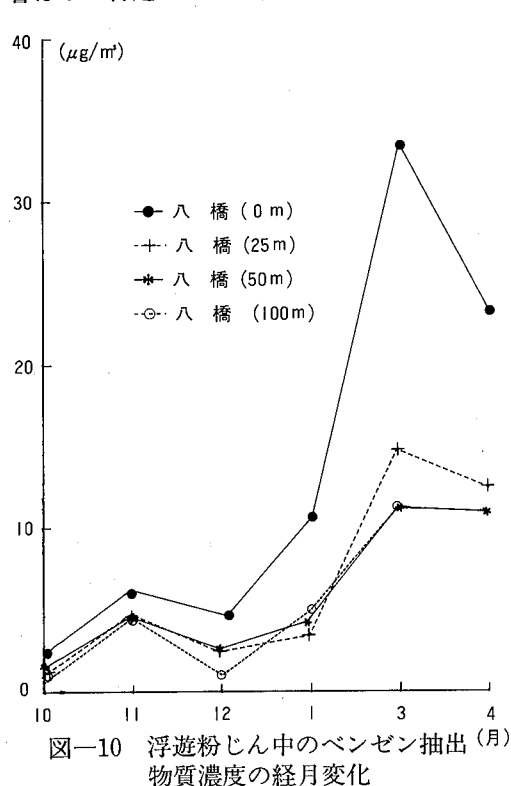
年/月 地点名	60/10	60/11	60/12	61/1	61/3	61/4
八橋(0m)	2.8 (3.5)	6.5 (4.7)	5.1 (8.3)	10.9 (9.9)	33.7 (14.7)	23.4 (12.2)
八橋(25m)	0.9 (2.1)	5.2 (8.1)	3.0 (7.8)	3.6 (7.4)	15.1 (13.8)	12.7 (12.4)
八橋(50m)	1.7 (3.6)	5.2 (8.7)	2.9 (9.9)	4.8 (10.1)	11.7 (11.7)	11.4 (11.8)
八橋(100m)	0.7 (1.6)	5.1 (8.6)	1.5 (5.1)	5.2 (10.7)	12.1 (13.2)	11.4 (9.8)
鉛直(0m)	—	3.9 (2.4)	—	25.2 (17.3)	42.6 (11.6)	—
鉛直(8m)	—	1.0 (2.1)	—	14.2 (16.3)	20.7 (12.3)	—
鉛直(16m)	—	1.3 (1.5)	—	14.3 (16.9)	17.2 (11.5)	—

注) 上段はベンゼン抽出物質濃度(単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)、下段の()は含有率(単位: %)。

このうち、八橋（0 m）～（100m）についてベンゼン抽出物質濃度の経月変化をプロットすると図一10のようになる。これを見ると、浮遊粉じん濃度の場合（図一4）と同様に各地点とも3月の値が最も高く、また、八橋（0 m）以外の3地点は各月ともほぼ同じ値を示している。ただし図一4と異なり八橋（0 m）の11月の値は低くなっている。また、ベンゼン抽出物質の含有率の経月変化は図一11のようになり、八橋（0 m）の11月と八橋（100m）の12月の値が若干低くなっているほかは各地点にそれほど大きい差異は見られず、おおむね3月、4月が高い含有率となっている。

図一12はベンゼン抽出物質濃度の距離減衰であるが、やはり浮遊粉じん濃度の場合（図一5）と同様に0～25mまでが減衰率が大きく、その後は非常に小さくなっている。しかし、含有率の距離減衰は図一13のようになり、どの月ともほとんど距離減衰は見られない。従って月による差はあるものの、道路から100m地点までは、浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質の含有率は変化がなく、このことから3. 1. 2で述べたとおり道路から飛散する浮遊粉じんの影響は25m付近までが顕著であるものの、少なくとも100m地点までは及んでいると考えられる。

ベンゼン抽出物質濃度の鉛直分布は図一14のようになる。これも浮遊粉じん濃度の場合（図一6）と同様に各月とも0～8 mの間で濃度の減衰が大きくその後はゆるやかである。また、含有率の鉛直分布は図一15のようになり、月によって含有率の差異はあるが、各月とも鉛直方向の距離減衰は見られない。従って3. 1. 3で述べたとおり道路からの浮遊粉じんの鉛直方向への影響は8 m付近までが顕著であるものの、少なくとも16m地点までは及んでいると考えられる。



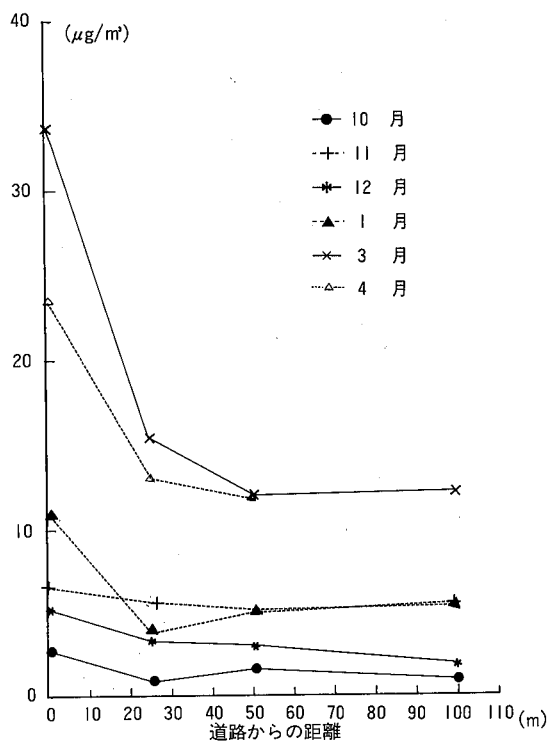


図-12 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質濃度の距離減衰

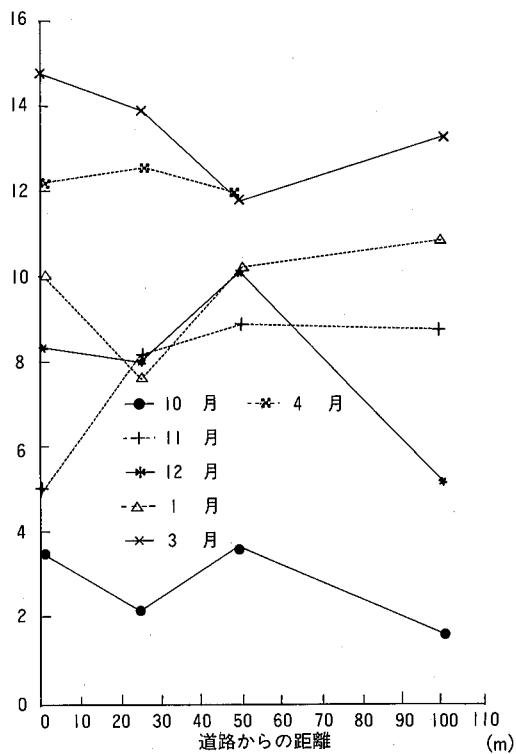


図-13 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質含有率の距離減衰

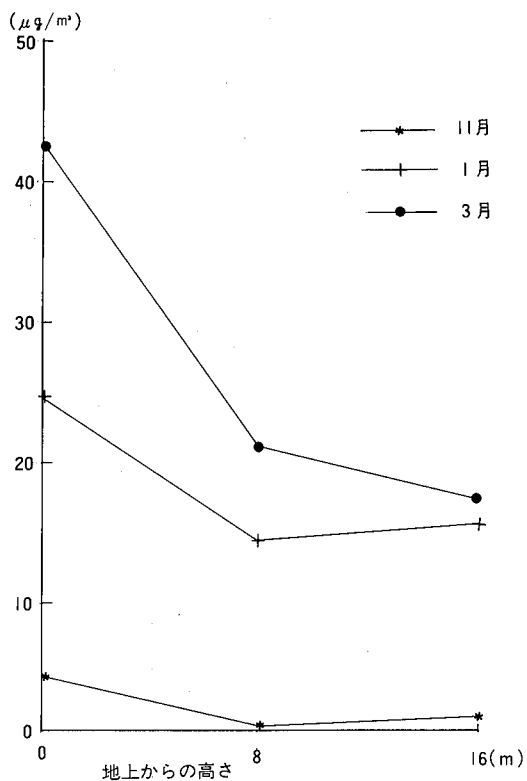


図-14 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質濃度の鉛直分布

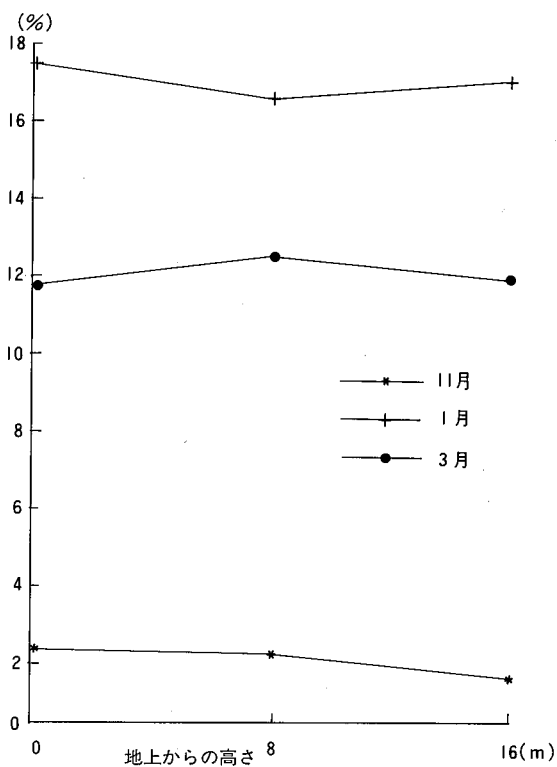


図-15 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質含有率の鉛直分布

3. 1. 6 浮遊粉じん中の金属成分

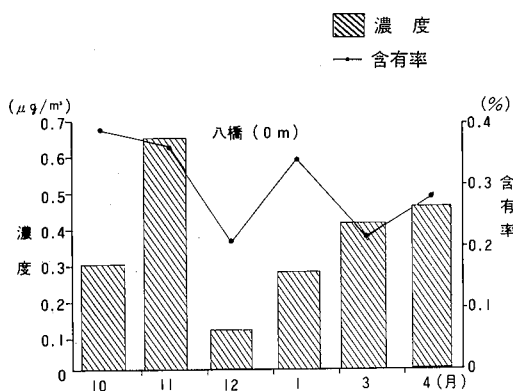
八橋（0 m）地点の浮遊粉じんについて金属成分（Zn、Fe、Mn、Ca、Al、V）の濃度を測定した。また、その結果と浮遊粉じん濃度から金属成分の含有率を求めた。結果を表一6に示す。

表一6 浮遊粉じん中の金属成分濃度及び含有率

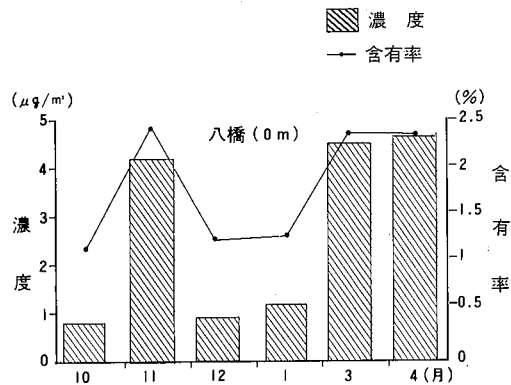
年/月 元素	60/10	60/11	60/12	61/1	61/3	61/4
Zn	0.279 (0.391)	0.661 (0.362)	0.122 (0.206)	0.277 (0.344)	0.403 (0.222)	0.452 (0.282)
Fe	0.80 (1.10)	4.02 (2.37)	0.80 (1.22)	1.06 (1.27)	4.36 (2.30)	4.54 (2.29)
Mn	0.027 (0.038)	0.084 (0.050)	0.021 (0.034)	0.024 (0.030)	0.108 (0.057)	0.105 (0.054)
Ca	0.89 (1.24)	2.28 (1.38)	1.10 (1.81)	0.73 (0.87)	2.51 (1.30)	5.10 (2.61)
Al	0.76 (1.04)	3.70 (2.21)	0.76 (1.16)	1.08 (1.29)	3.52 (1.86)	3.98 (2.49)
V	0.001 (0.001)	0.012 (0.007)	0.004 (0.005)	0.005 (0.005)	0.018 (0.010)	0.024 (0.012)

注) 上段は濃度（単位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、下段の（ ）は含有率（単位：%）。

これらの結果を図示すると図一16～21のようになる。これらを見ると、金属成分の濃度はいつでも11月、3月、4月が高く、10月、12月、1月は低い傾向を示している。しかし、含有率の経月変化は各元素により若干差異があり、このことから月によって道路粉じんの発生源または発生の状況に変化があることが推定される。



図一16 浮遊粉じん中のZn濃度及び含有率の経月変化



図一17 浮遊粉じん中のFe濃度及び含有率の経月変化

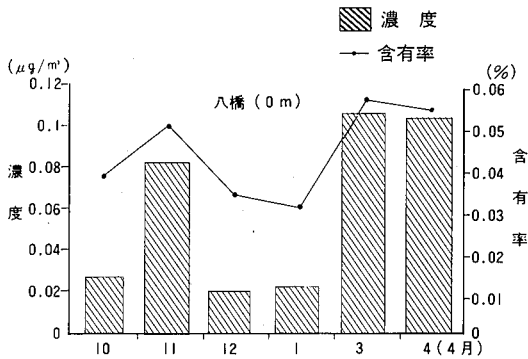


図-18 浮遊粉じん中のMn濃度及び含有率の経月変化

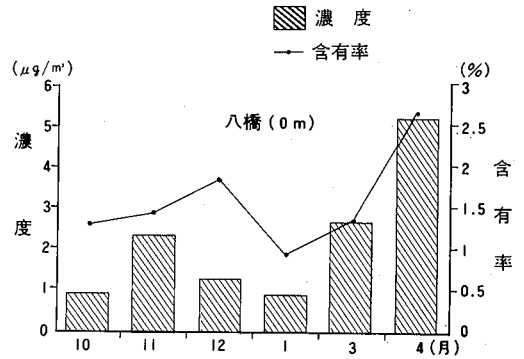


図-19 浮遊粉じん中のCa濃度及び含有率の経月変化

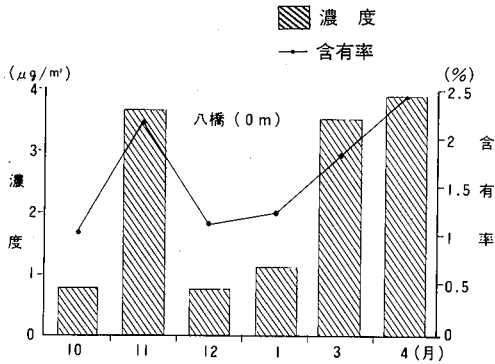


図-20 浮遊粉じん中のAl濃度及び含有率の経月変化

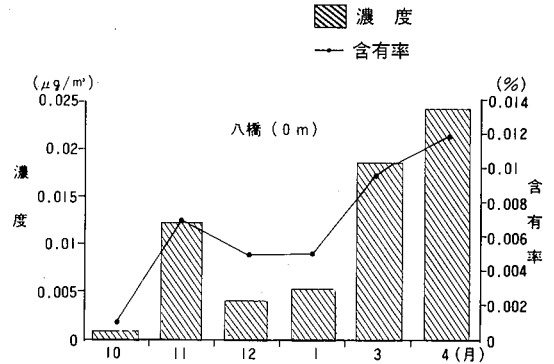


図-21 浮遊粉じん中のV濃度及び含有率の経月変化

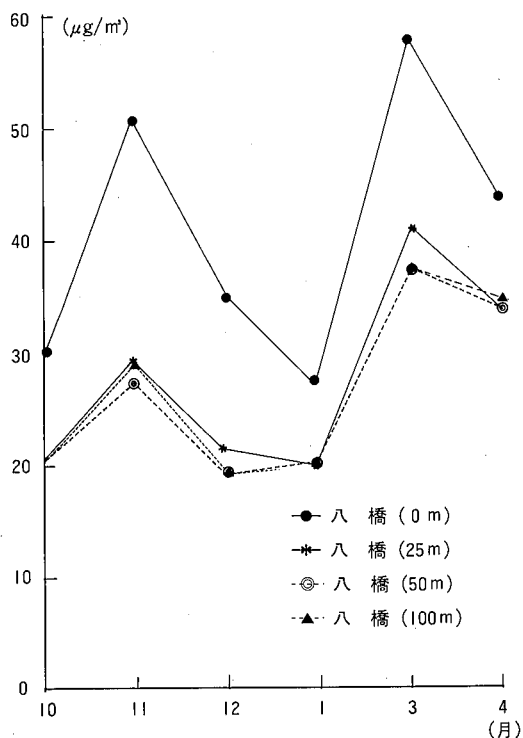
3. 2 浮遊粒子状物質

3. 2. 1 浮遊粒子状物質濃度の経月変化

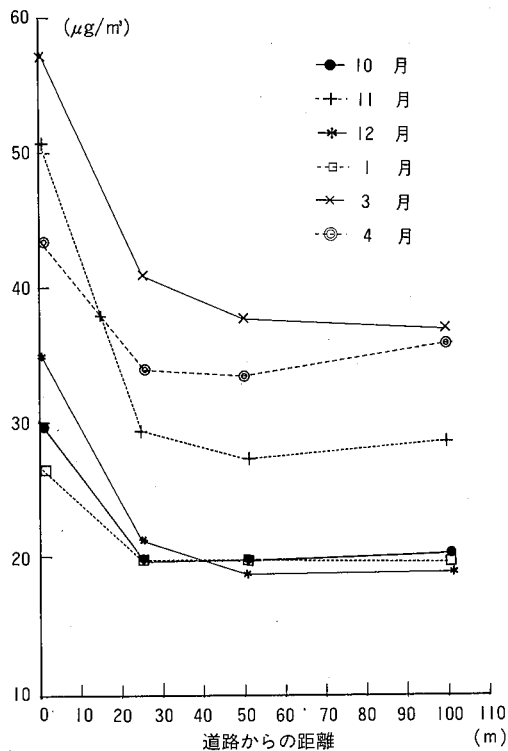
八橋(0m)～(100m)地点における浮遊粒子状物質濃度の経月変化は表-7及び図-22のとおりである。

表-7 浮遊粒子状物質濃度の経月変化

年/月 地点名	(μg/m³)					
	60/10	60/11	60/12	61/1	61/3	61/4
八橋(0m)	30	51	35	27	58	44
八橋(25m)	20	29	21	20	40	34
八橋(50m)	20	27	19	20	38	34
八橋(100m)	20	29	19	20	37	36



図一22 浮遊粒子状物質濃度の経月変化



図一23 浮遊粒子状物質濃度の距離減衰

図一22を見ると、各地点とも3月に最高値を示し、八橋(0m)地点では $58\mu\text{g}/\text{m}^3$ となっている。また、八橋(0m)以外の3地点は浮遊粉じんの場合と同様に各月ともほぼ同じ値で推移している。

3. 2. 2 浮遊粒子状物質濃度の距離減衰

浮遊粒子状物質の距離減衰は図一23のようになる。浮遊粉じんの場合(図一5)と同様に0～25mまでが減衰率が大いだが、25～50mでも減衰が見られる。これは浮遊粉じんよりも平均粒径が小さい分だけ遠くに飛散したためと考えられる。

3. 3 降下堆積物

3. 3. 1 降下堆積物量の経月変化

道路から飛散した粉じんはやがて降下して道路近傍に堆積する(降下堆積物)。その状況を簡易的に調査するために、昨年度に引き続き、プラスチック製の採取器を環境技術センター前の地上5地点(八橋(0m)～八橋(50m))に設置し、降下堆積物量(不溶性物質)を測定した。その結果を表一8及び図一24に示す。

表一 8 降下堆積物量の経月変化

(t/km²/月)

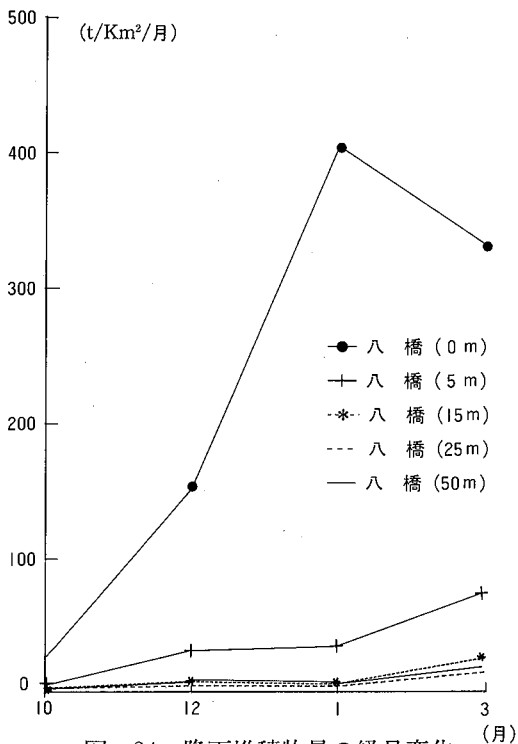
年/月 地点名	60/10	60/12	61/1	61/3
八橋(0 m)	28.2	146.2	407.5	330.3
八橋(5 m)	7.5	34.8	36.2	73.0
八橋(15m)	4.0	12.0	10.6	29.5
八橋(25m)	3.5	6.2	6.2	19.8
八橋(50m)	3.1	7.6	9.2	21.9

これによると、八橋(0 m) 地点の値は各月とも他の地点の値よりもかなり高くなっている。また、同地点の値は浮遊粉じん濃度等の場合と異なり、1月の値が3月の値より高くなっている。この理由としては、浮遊粉じんの場合と測定期間が若干ずれたこと、1月が3月より道路の湿潤状態がひどく、粉じんが泥状になって浮遊しにくかったことなどが考えられる。

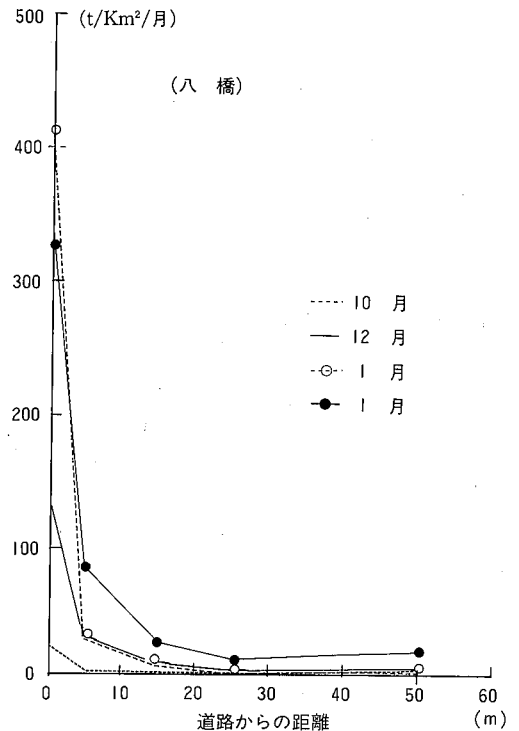
3. 3. 2 降下堆積物量の距離減衰

表一 8 から降下堆積物量(不溶解性物質)の距離減衰を求めると図一25のようになる。

降下堆積物は浮遊粉じんよりも平均粒径が大きく、湿った状態のものが多いと考えられるため図のように浮遊粉じんの場合より距離減衰が著しく、道路から5 mまでが減衰率が非常に大きく、15m以遠ではほぼ一定の値となっている。



図一24 降下堆積物量の経月変化



図一25 降下堆積物量の距離減衰

4 考 察

4. 1 浮遊粉じん中の金属成分の主成分分析

八橋（0 m）地点の浮遊粉じんについて、各月の特徴を検討するため、3. 1. 6で求めた各金属成分にベンゼン抽出物質を加えた7成分の濃度を用いて主成分分析を行った。

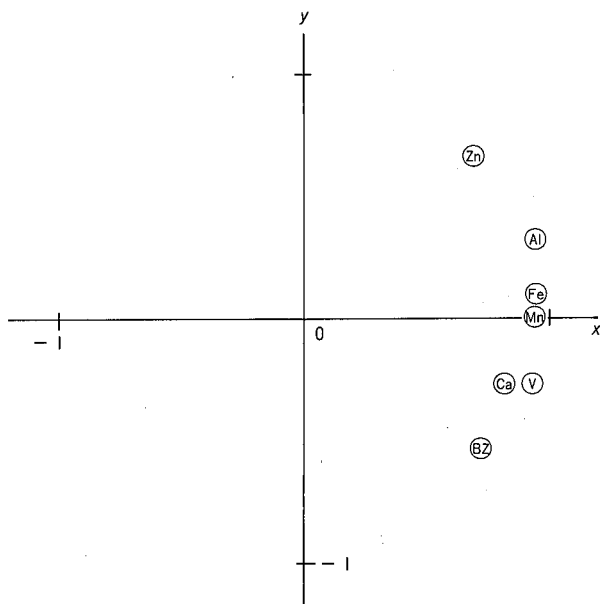
その結果、各成分の因子負荷量（1次元及び2次元）は表－9及び図－26のようになった。

表－9を見ると、まず1次元の因子負荷量は、各成分とも1に近い正の値を示していることから、総合的な汚染の程度を表わすものであり、その合成変量が正に大きい月ほど総合的に汚染度が高く、負に大きい月ほど低いと考えられる。

表－9 各成分の因子負荷量
(1、2次元)

成分	1次元(x)	2次元(y)
Zn	0.734	0.672
Fe	0.990	0.102
Mr	0.988	0.007
Ca	0.893	-0.170
Al	0.983	0.171
V	0.971	-0.202
BZ	0.813	-0.519

注) BZ：ベンゼン抽出物質



図－26 各成分の因子負荷量（1、2次元）のプロット

2次元の因子負荷量は、図－26を見るとZn、Alが正に大きく、ベンゼン抽出物質、Ca、Vは負の値である。

新潟県の調査によると各金属成分は道路粉じんの主な発生源中に表－10のとおり含まれている。これを見るとZnはタイヤトレッド及び自動車排気粉じん、Alは主に土壤中に多く含まれており、いわばスパイクタイヤに起因しない道路粉じんの成分と考えることができる。これに対してベンゼン抽出物質はアスファルト、Caは路面標示ペイント、Vはアスファルト及びタイヤスパイクに主として多く含まれており、いわばスパイクタイヤに起因する道路粉じんの成分と考えることができる。

したがって、2次元の因子負荷量は発生源に関するものであり、その合成変量が正に大きい月ほどスパイクタイヤに起因した道路粉じんの割合が小さく、負に大きい月ほどその割合が大きいと考えられる。

表一10 新潟県における道路粉じん諸発生源中の金属成分濃度

(μg/g)

元 素 発生源	Zn	Fe	Mn	Ca	Al	V
アスファルト	< 3	< 80	< 2	< 300	30	300
舗 装 材	40	17,000	—	26,000	41,000	—
自動車排気粉じん	3,700	54,000	200	4,800	6,200	3.6
タイヤトレッド	8,400	< 400	4.4	660	410	3.7
タイヤスパイク	< 1,800	660,000	2,900	< 7,300	4,900	320
路面標示ペイント	120	2,400	52	170,000	1,700	< 0.9
土 壌	140	18,000	630	7,900	50,000	32

注1) 自動車排気粉じんはガソリン車とディーゼル車の平均値。

注2) タイヤスパイクは「チップ+シャंक型」と「マカロニ型」の平均値。

注3) 路面標示ペイントは白色と黄色の平均値。

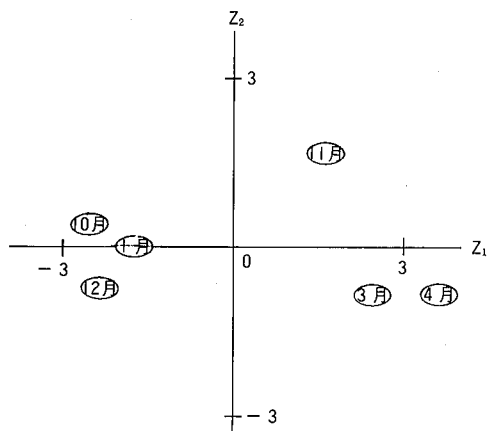
以上のことを参考にして各月の合成変量を第1主成分 (Z_1) 及び第2成分 (Z_2) まで求めると表一11及び図一27のようになる。

これを見ると、 Z_1 の値は4月>3月>11月の順であり、10月、12月、1月は小さくほぼ同程度である。したがって、道路粉じん中の金属成分及びベンゼン抽出物質を指標とした汚染度としては4月が最も高く、次いで3月、11月の順であり、10月、12月、1月は汚染度が相対的に低く、それぞれほぼ同程度の値であることがわかる。

また、 Z_2 の値は11月が正に大きく、3月、4月、12月が負の値である。したがって、3月、4月等の道路粉じんはスパイクタイヤに起因するものが特徴的であるが、11月はスパイクタイヤに起因しないもの（例えば土壌、タイヤトレッド等）が主成分であると推定される。

表一11 各月の合成変量 (第1、2主成分)

主成分 年/月	第1主成分(Z_1)	第2主成分(Z_2)
60/10	-2.517	0.323
60/11	1.411	1.847
60/12	-2.517	-0.721
61/1	-2.024	-0.088
61/3	2.338	-0.738
61/4	3.309	-0.624

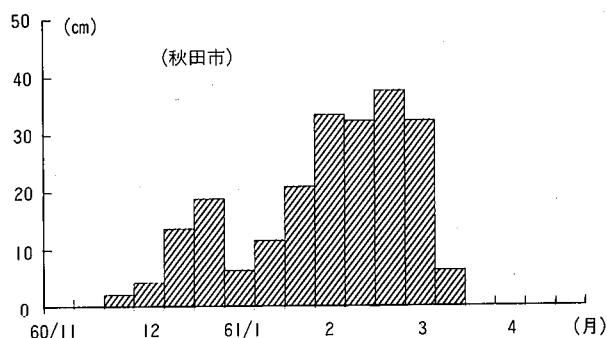


図一27 各月の合成変量 (第1、2主成分) のプロット

4. 2 通路近傍における浮遊粉じんの発生状況の推定

昭和60年度の冬期間の、秋田市における積雪量の推移は図一28のようになり、スパイクタイヤ装着期間は積雪期間とほぼ一致すると考えられる。

またこの図から、道路近傍における浮遊粉じん濃度が雪の降り初めである11月中、下旬頃（以下「初冬期」）と、雪が融ける3月下旬、4月上旬頃（以下「融雪期」）に高くなることが推定され、図一3及び図一4の結果とほぼ一致している。



図一28 昭和60年度の積雪量の推移

しかし、4. 1で述べたとおり主成分分析の結果、初冬期と融雪期では浮遊粉じんの性状が異なり、初冬期では土壌、タイヤトレッドの成分が特徴的であり、融雪期ではアスファルト、スパイクピンの成分が特徴的である。このことから、それぞれの期間の道路近傍における浮遊粉じん発生のメカニズムを推定すると次のようになる（図一29参照）。

(1) 初冬期

① 降雪前は浮遊粉じんが漂っている。その成分としては付近の土壌やそれまでに摩耗したタイヤトレッドなどが特徴的である。（図a）

② 雪が降ると粉じんは雪に吸着し、地表に落下する。（図b）

③ 初冬期は降雪が長続きせず、雪が融けて地表が乾燥すると、粉じんは再び飛散する。（図c）

以上のように、スパイクタイヤによって道路が摩耗する時間の少ない初冬期の浮遊粉じんは、冬時間以外の粉じんとそれほど成分の差はない。ただし、雪の吸着効果が非常に良いことと、季節風が強くなるために、乾燥して再飛散する浮遊粉じんの量はかなり多くなる。

(2) 融雪期

冬期間は地表が雪でおおわれており、粉じんは飛散しない。（図d）

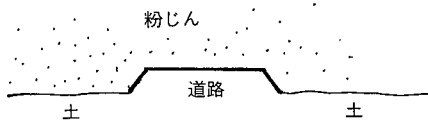
② 道路が露出すると、路面はスパイクタイヤで摩耗する。しかし、粉じんは湿っているために飛散せずに道路のごく近傍に堆積する。（図e）

③ 雪が融けて地表が乾燥すると、粉じんは道路の近傍に飛散する。（図f）

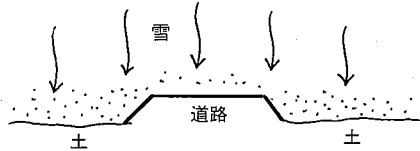
したがって、融雪期の浮遊粉じんには、冬期間にスパイクタイヤによって摩耗した道路の成分やスパイクピンの成分が多く含まれることになる。

〔初冬期〕

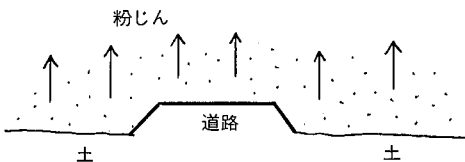
①浮遊粉じんが漂っている。(図a)



②雪に吸着し、粉じんが地表に落ちる。(図b)

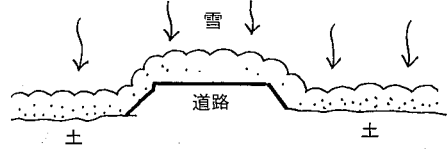


③乾燥すると、再び地表付近にまい上がる。(図c)

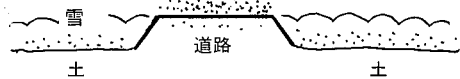


〔融雪期〕

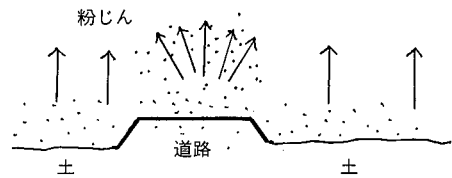
①冬期間は地表が雪でおおわれている。(図d)



②道路が露出すると、スパイクタイヤで摩耗する。
(粉じんは湿っていて飛散しない。)(図e)



③乾燥すると、道路付近にまい上がる。(図f)



図—29 道路近傍における浮遊粉じんの発生状況

5 ま と め

本調査の結果をまとめると次のようになる。

- (1) 浮遊粉じん濃度の経月変化は、3月が最も高く、12月が最も低かった。これは、積雪量に大きく影響をうけている。
- (2) 浮遊粉じん濃度の距離減衰は、道路から25mまでが顕著であるが、少なくとも100mまでは道路の影響をうけている。
- (3) 浮遊粉じん濃度の垂直分布は、地上から8mまでが減衰率が大いだが、少なくとも16mまでは道路の影響をうけている。
- (4) 浮遊粉じんの粒径分布は、10月に比べて3月に $10\mu\text{m}$ 以上の粒径の粒子の増加が顕著である。
- (5) 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質濃度の経月変化は、浮遊粉じん濃度のそれと似ており3月に最大値を示している。また、含有率もおおむね3月、4月が高くなっている。
- (6) 浮遊粉じん中のベンゼン抽出物質濃度の距離減衰は、水平方向、垂直方向とも浮遊粉じん濃度のそれと似ている。しかし、含有率の距離減衰はほとんど見られない。
- (7) 浮遊粉じん中の金属成分濃度は、いずれも11月、3月、4月が高く、10月、12月、1月が低くなっている。
- (8) 浮遊粒子状物質濃度の経月変化は、浮遊粉じんのそれとほぼ似ており、3月に最高値を示し

ている。

(9) 浮遊粒子状物質濃度の距離減衰は、0～25mまでが減衰率が大きいが、25～50mでも減衰が見られる。

(10) 降下堆積物量の経月変化では、道路の湿潤状態が最もひどい1月に最高値を示している。

(11) 降下堆積物量の距離減衰は、0～5mまでが顕著であり、15m以遠ではほぼ一定値となっている。

(12) 道路近傍の浮遊粉じんを用いて行なった主成分分析の結果、金属成分及びベンゼン抽出物質を指標とした汚染度は、4月>3月>11月の順であり、10月、12月、1月は低い。また、3月、4月の浮遊粉じんはスパイクタイヤに起因するものが主成分であるが、11月は土壌、タイヤトレッド等が主成分であることが推定される。

参 考 文 献

- 1 秋田県土木部道路課：昭和60年度道路交通センサス
- 2 新潟県公害研究所：道路粉じんによる大気汚染実態調査報告書（1984）
- 3 秋田地方気象台：秋田県気象月報

秋田市内における雨水成分の調査結果について（第3報）

斉藤 学 小玉 幹生

高橋 浩 ※斉藤 勝美

1 はじめに

^{1) 2)} 前報までは、秋田市内および秋田市以外5市の、雨水成分の現況把握を目的とした調査結果について報告した。その結果、雨水の酸性化の度合いが高い地点は、初期降雨および一週間単位の降雨においても、秋田市の郊外であるという知見を得た。

そこで今回は、秋田市の市街地から郊外に向けた直線方向に調査地点を設置して、雨水中成分濃度の距離による変化と特性を調査し、その結果から、郊外で酸性化の度合いが高くなる要因を検討してみた。

2 調査方法

2. 1 調査期間

昭和60年6月～11月

2. 2 調査地点と採水器設置状況

調査地点は、図－1に示すとおりで、市街地の中通からほぼ北東方向の延長線上にある中通、添川、藤倉、旭又の4地点。調査地点の特性と採水器設置状況は表－1に示した。

2. 3 雨水の採取方法

雨水は、全地点で初期降雨5mm目までを採取することとした。また、採水器は中通、藤倉が前²⁾報で示した小笠原式雨水採水器を使用した。添川、旭又は当所で小笠原式雨水採水器に準拠して作成した図－2の採水器を使用した。2種の採水器の捕集面積はほぼ等しく、2回の捕集効率調査結果で差異がほとんどないこと、採取時間が初期降雨を対象とした短時間の調査であることから、2種の採水器の捕集効率は概して等しいものとした。

また、採取ピンは降下ばいじんの影響を軽減するため、原則として降雨前1日以内に捕集面を洗浄し、その後に採取ピンをセットした。回収も降雨後1日以内とした。

2. 4 調査項目および分析方法

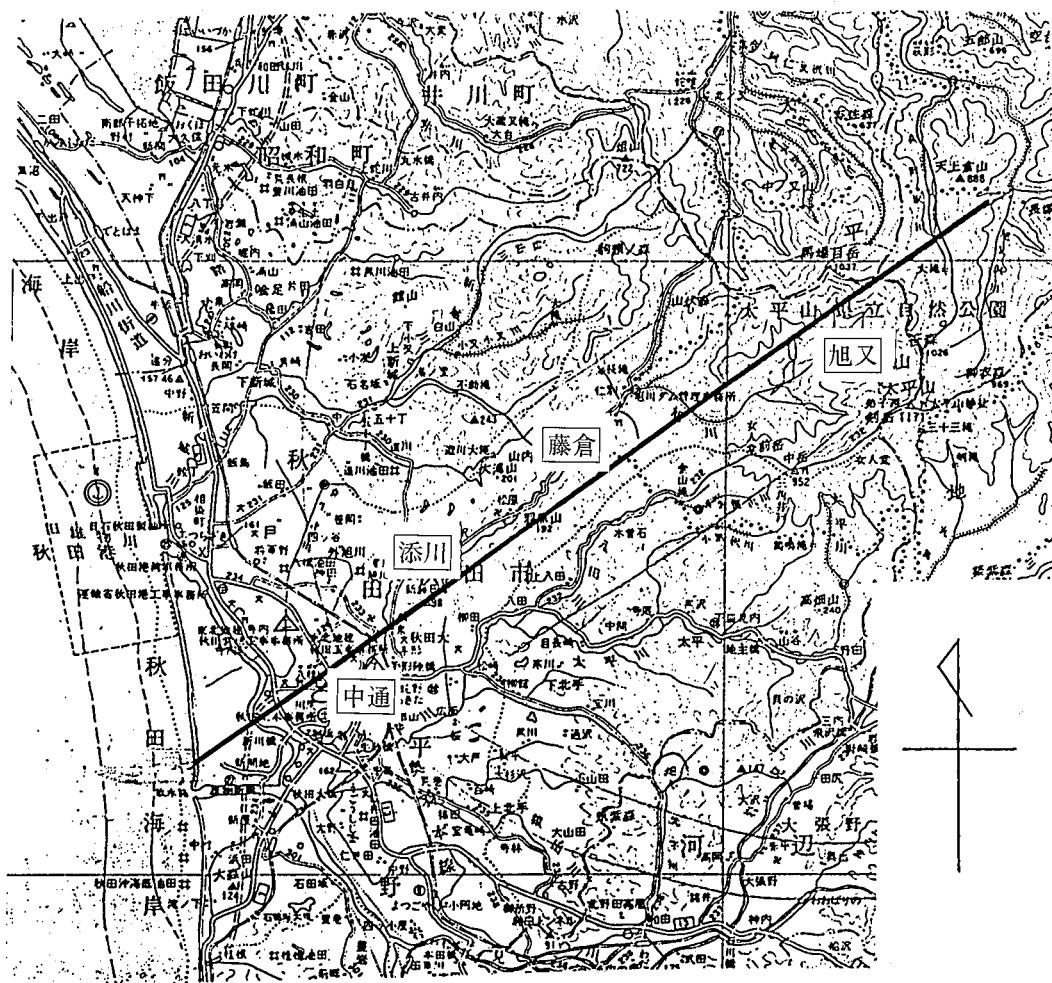
調査項目は、PH、EC、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ の10項目。 H^+ はPHより計算で求めた。

分析方法は表－2に示した。

※現秋田県秋田保健所

表－1 調査地点の特性と採水器設置状況

地点名	地点の特性	採水器名	設置場所
中通	海岸から約5km 市街地	小笠原式雨水採水器	地上8.3m
添川	海岸から約10km 郊外	準小笠原式雨水採水器	地上1.1m
藤倉	海岸から約15km 近山間部	小笠原式雨水採水器	地上
旭又	海岸から約23km 遠山間部	準小笠原式雨水採水器	地上2.2m



図－1 調査地点

表-2 分析方法

測 定 項 目	分 析 方 法	単 位
水 素 イ オ ン 濃 度 (pH)	ガ ラ ス 電 極 法	—
導 電 率 (EC)	電 気 電 導 度 計	μs/cm
硫 酸 イ オ ン (SO ₄ ²⁻)	イオンクロマト法	(μg/ml)
硝 酸 イ オ ン (NO ₃ ⁻)		
塩 素 イ オ ン (Cl ⁻)		
アンモニウムイオン(NH ₄ ⁺)	インドフェノール法	
カルシウムイオン(Ca ²⁺)	原 子 吸 光 法	
マグネシウムイオン(Mg ²⁺)		
カリウムイオン(K ⁺)		
ナトリウムイオン(Na ⁺)		

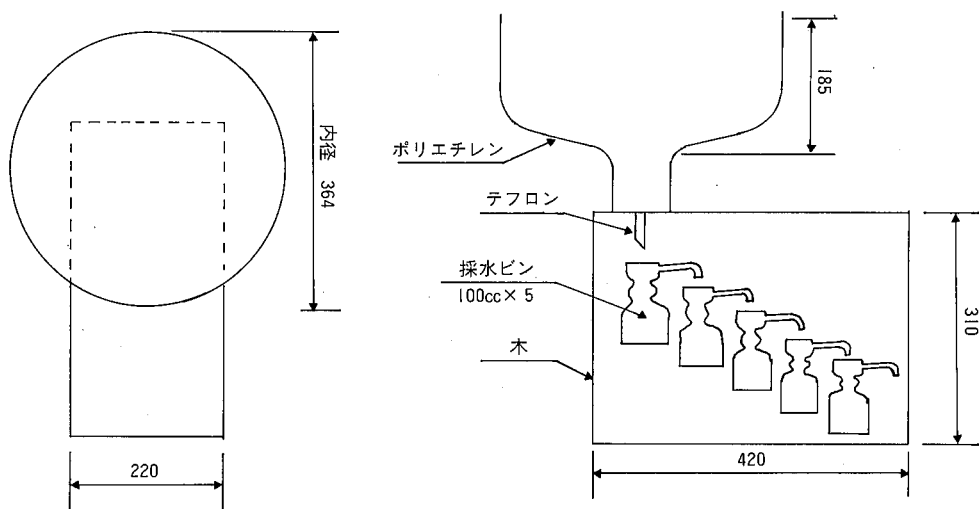


図-2 準小笠原式雨水採水器

3 調査結果と考察

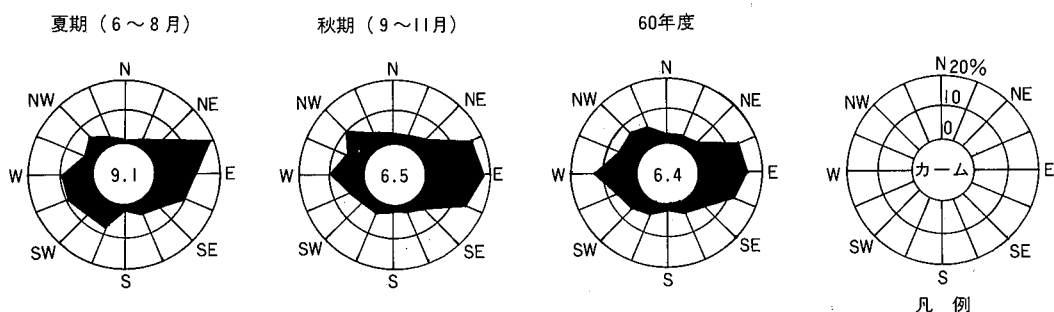
3. 1 雨水採取状況および気象状況

調査期間中31回の降雨について採取できたが、解析対象としたのは、全地点が1mm以上採取できた21回の降雨とした。季節別にみれば、夏期（6月～8月）が14回、秋期（9月～11月）が7回で、このうち、夏期の梅雨期の降雨が10回で、全解析対象試料の約 $\frac{1}{2}$ となった。

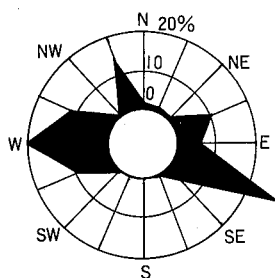
また、調査期間の添川地点における夏期、秋期および調査年度の風配図を図-3に示した。夏期、秋期ともENE～ESEの風が卓越しており、年度においても同様の傾向がみられた。このことより、測定地点の主風向は、今回の調査地点の延長方向のNEとは一致せず、むしろ逆方向に近い状況であった。

図-4には、解析対象とした降雨日の最多風向の割合を示した。これをみると、ESE方向の割

合が高く、降雨日には測定地点の延長方向であるNE方向にほぼ直交する形の風向が多かったことがわかった。



図一 3 添川地点における風配図



図一 4 添川地点における降雨日の最多風向の割合

3. 2 初期降雨 1 mm 目の調査結果

3. 2. 1 雨水中成分のイオンバランス

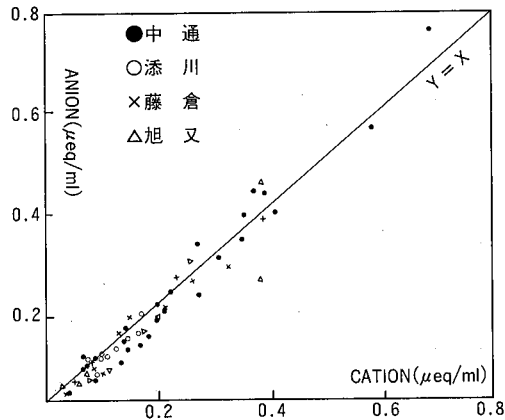
表一 3 に、初期降雨 1 mm 目の雨水成分の調査結果を示した。また、図一 5 には、表一 3 をもとに、初期降雨 1 mm 目のイオンバランスを示した。低濃度域で若干アニオンが少ない傾向がみられるが、全体としてのイオンバランスは良くとれていた。このことより、雨水中成分の主なイオン成分は、これまでの報告と同様、 H^+ 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ の 6 種のカチオンと、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- の 3 種のアニオンで構成されているものと考えられた。

表-3 初期降雨1mm目の調査結果

(n=21)

	EC	PH	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺	
中	MAX	125.90	6.77	16.99	7.08	17.53	3.30	4.11	1.060	1.41	8.85	0.129
	MIN	11.88	3.89	1.62	0.57	0.56	0.18	0.50	0.033	0.11	0.10	<0.001
	S.D.	30.38	0.71	4.24	1.73	4.92	0.91	0.83	0.278	0.28	2.22	0.031
通	A VE	42.18 (38.9~ 62.4)	5.02 (5.58~ 5.97)	5.67 (5.6)	2.17 (3.32)	3.35 (1.81)	0.92 (1.14)	1.54	0.266	0.31	1.72	0.024
	MAX	98.80	5.96	13.77	4.76	6.72	1.56	1.38	0.470	0.98	4.05	0.145
	MIN	7.91	3.84	0.68	0.22	0.30	0.06	0.12	0.022	0.15	0.24	0.001
添	S.D.	21.18	0.53	2.87	1.31	1.54	0.44	0.31	0.107	0.21	0.91	0.041
	A VE	34.37	4.62	3.53	1.96	1.72	0.57	0.68	0.162	0.37	1.05	0.041
	MAX	104.30	5.33	16.33	6.84	8.04	2.58	2.03	0.610	0.84	4.87	0.126
藤	MIN	8.62	3.90	0.84	0.42	0.15	0.10	0.27	0.024	0.07	0.06	0.005
	S.D.	23.86	0.39	3.60	1.53	1.75	0.57	0.43	0.140	0.17	1.11	0.034
	A VE	34.85 (39.3~ 47.1)	4.55 (4.65~ 5.09)	3.92 (3.40)	2.11 (2.66)	1.75 (1.34)	0.70 (1.29)	0.64	0.177	0.26	1.09	0.040
倉	MAX	110.80	5.94	15.79	6.13	3.31	2.53	1.25	0.590	1.20	3.09	0.251
	MIN	4.20	3.60	0.46	0.03	0.15	0.01	0.19	0.009	0.06	0.03	0.001
	S.D.	27.38	0.61	3.67	1.76	1.12	0.60	0.26	0.137	0.30	0.72	0.060
又	A VE	33.07	4.67	3.28	1.83	1.27	0.57	0.51	0.128	0.40	0.77	0.046

単位はpHがなし、ECが $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、他は $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、() 内数は58、59年度の値



図一5 雨水のイオンバランス

3. 2. 2 前年度までの値および他県の値との比較

表一3から、昭和58年度より継続調査している中通と藤倉の値と比較してみると、PHでは両地点ともこれまでの値より低くなっていた。また、 SO_4^{2-} は中通、藤倉とも前年度より高く、 NO_3^- は若干低くなっていた。

表一4に、初期降雨1mm目^{4) 5) 6)}の他県との値の比較を示した。中通はPHでは青森県の5.4について高い値となっており、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 Na^+ はこの表の中では最大値を示した。また、ECも高い地域に属し、 NO_3^- 、 NH_4^+ も中間的な値を示すことより、中通の1mm目の雨水の汚染度合いは高い地域に属するものと考えられた。一方、藤倉はPHでは岡山県の県南地域の4.45、神奈川県⁴⁾の4.5に

表一4 他県との主要項目の比較

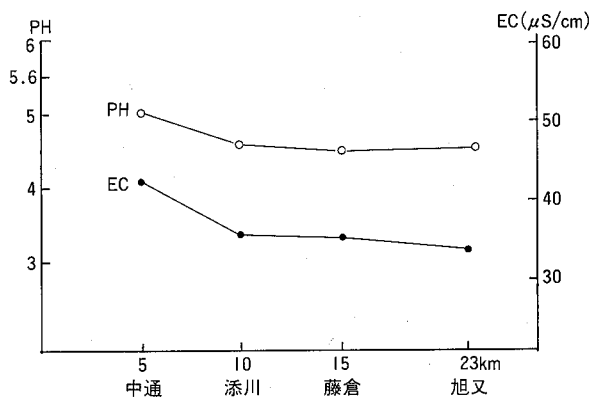
	PH	EC	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	Cl^-	Na^+
広島 ⁴⁾	4.6	34	3.3	2.0	0.40	1.2	0.75
兵庫 ⁴⁾	4.6	30	3.4	1.5	0.34	1.7	0.79
奈良 ⁴⁾	4.8	21	2.2	1.0	0.50	1.2	0.55
神奈川 ⁴⁾	4.5	57	2.3	3.8	0.76	2.9	—
青森 ⁴⁾	5.4	34	4.3	0.66	1.0	—	—
岡山 ⁵⁾ 県南	4.45	52.87	5.65	3.66	2.07	2.64	—
岡山 ⁵⁾ 県北	4.72	34.29	4.13	2.60	1.38	1.95	—
福島 ⁶⁾	4.7	40	5.3	2.9	1.2	2.2	—
中通	5.02	42.18	5.67	2.17	0.92	3.35	1.72
藤倉	4.55	34.85	3.92	2.11	0.70	1.75	1.09

単位はPHがなし、ECが $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、他は $\mu\text{g}/\text{ml}$

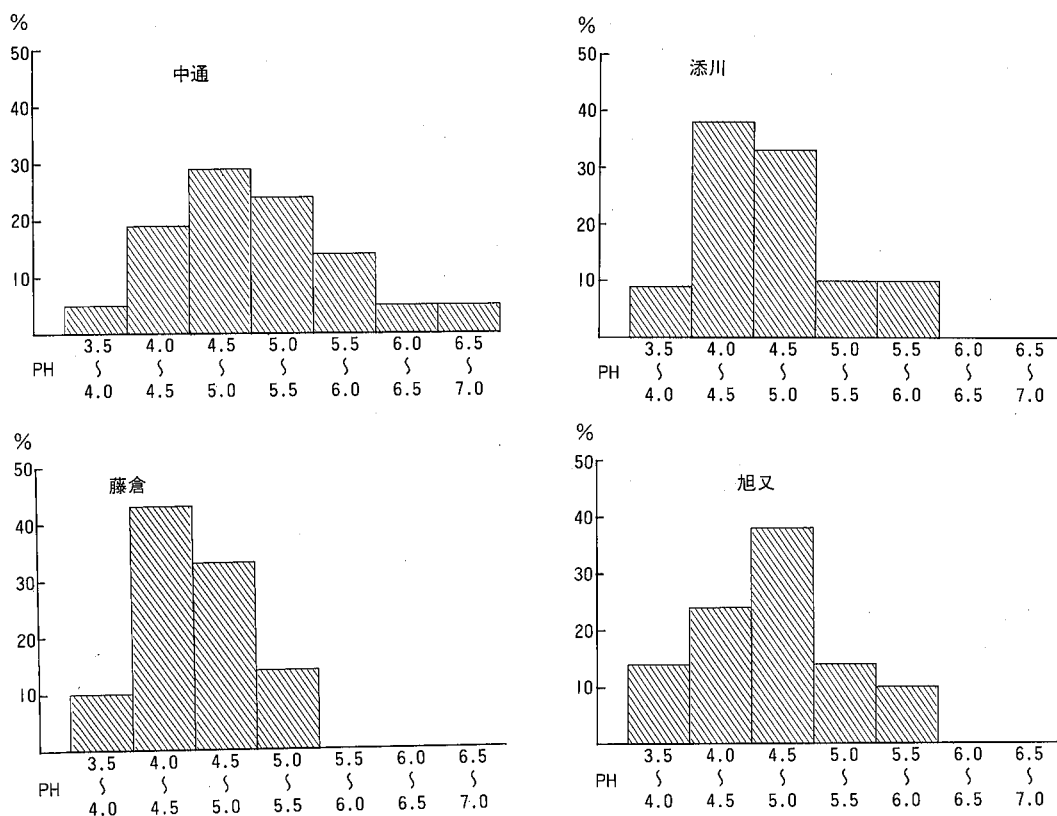
ついで低い値を示すが、その他の項目は中間的な値を示していることより、雨水の汚染度合いは、中程度の地域に属するものと考えられた。

3. 2. 3 PH、ECの距離による変化

図一6に、初期降雨1mm目のPHとECの平均値の距離による変化を示した。これをみると、PHは全地点において5.6以下の酸性雨となっていた。また、PH、ECとも、市街地である中通が高く



図一6 PH・ECの距離による変化



図一7 PHの最多出現率

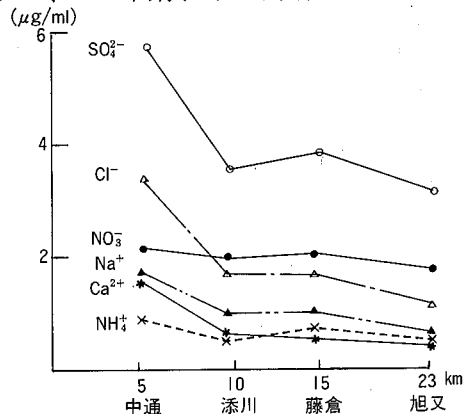
なっており、中通から約5 km離れた郊外の添川地点で大きな減衰傾向がみられた。添川以降、旭又までについては、ほとんど変化がみられなかった。

図一7に、各地点のPHの最多出現率を示した。添川と藤倉は4.0～4.5の出現が多く、中通と旭又は4.5～5.0がピークとなっており、平均値の地点間の推移とは多少の差異が認められた。

3. 2. 4 イオン成分濃度の距離減衰

図一8に、初期降雨1 mm目における各地点のイオン成分濃度の平均値を示した。NO₃⁻を除いて、各イオンともPH、ECと同様、中通と添川間の減衰が大きく、SO₄²⁻、Na⁺、NH₄⁺が約40%の減衰、Clが50%、Ca²⁺が60%の減衰率を示した。

添川以降、旭又まではPH、ECと同様、あまり変化がみられなかった。



図一8 イオン成分濃度距離減衰 (1 mm目)

3. 2. 5 海塩粒子由来成分の影響

図一8より、中通と添川間のイオン成分濃度の減衰率が高い要因として、海塩粒子の影響が考えられた。そこで、Na⁺を指標として次式より海塩由来成分を求め、その平均値の割合を図一9に示した。

$$X = \left(\frac{X}{Na^+} \right)_{\text{sea salt}} \times Na^+_{\text{rain}}$$

Xは、海塩由来のイオン成分量

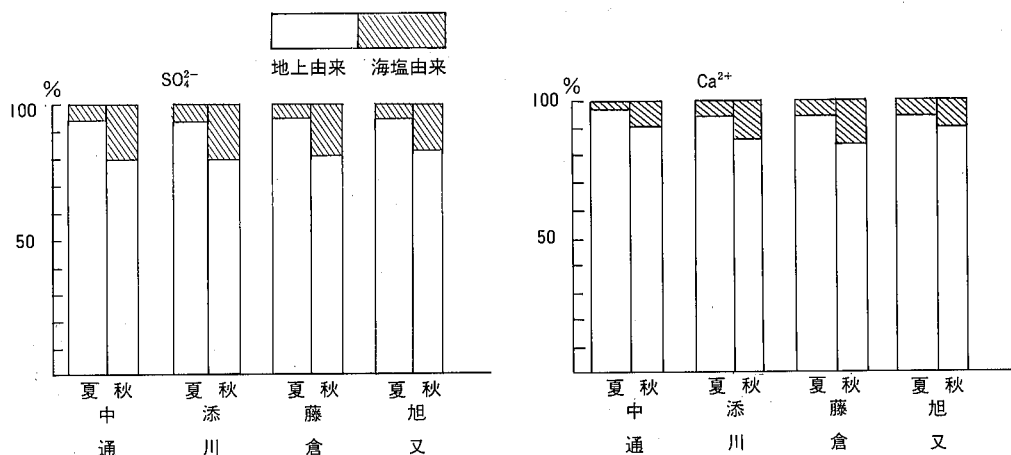
$(x/Na^+)_{\text{sea salt}}$ は、海水中のNa⁺に対する対象とするイオン成分の濃度比

Na⁺_{rain}は、降水中のNa⁺量を示す。

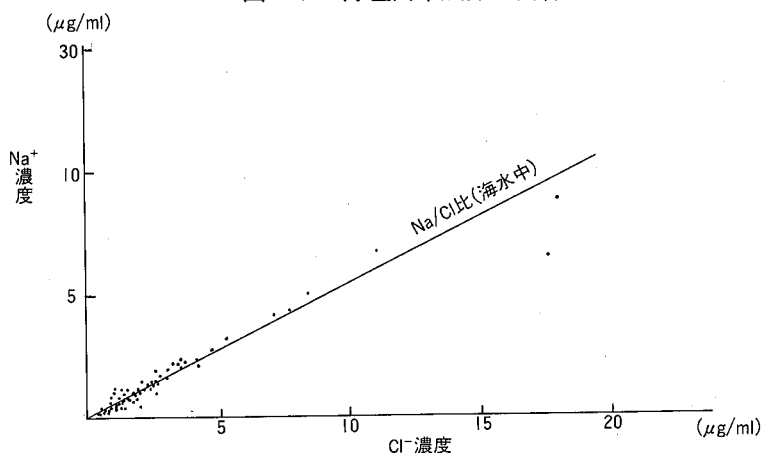
図一9から、SO₄²⁻、Ca²⁺とも季節による変化はみられるが、地点間による海塩粒子由来成分の割合は、ほとんど差異がないものと考えられた。

図一10には、初期降雨1 mm目における全地点のNa⁺とCl⁻の濃度比を示した。濃度の高い2回の降雨を除いて、ほぼNa⁺/Cl⁻の海水濃度比の0.556の直線近くにプロットされることから、Na⁺とCl⁻はほとんどが海塩粒子由来の成分であるものと考えられた。

これらのことより、中通と添川以降の地点では海塩粒子由来成分量に差異があっても、地点間の割合に差異がないことから、図一8のイオン成分濃度の減衰率に及ぼす海塩粒子の影響は、小さいものと考えられた。



図一9 海塩由来成分の割合



図一10 Na^+ と Cl^- の濃度比

3. 2. 6 イオンの当量濃度比の推移とPHの関係

図一11に、各地点での初期降雨1mm目の平均値をもとに、各イオンのTotal Anion, Total Cationに対する当量濃度比の推移を示した。

PHの値で、変化の大きかった中通と添川地点の比率についてみると、PHが高い中通では、PH低下の主要因子と考えられる NO_3^- の比率が小さく、PH低下を抑制する因子と考えられる Ca^{2+} の比率が大きくなっていた。また、PHが低下した添川では、逆に NO_3^- の比率が増加し、 Ca^{2+} の比率が減少していた。添川以降、旭又までは NO_3^- 、 Ca^{2+} とも比率はほぼ一定となっていた。

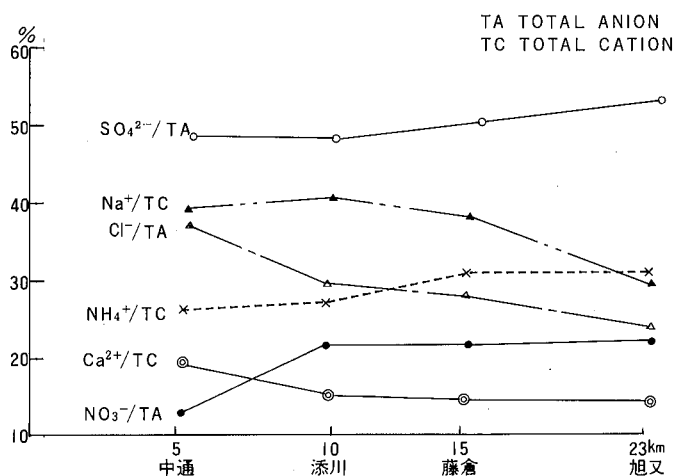
もう一つの雨水の酸性化の主要因子と考えられる SO_4^{2-} についてみると、図一8に示したように地点間の成分濃度の変動が大きい割には、当量濃度の存在比率はあまり変動していなかった。また、 NH_4^+ も SO_4^{2-} と同様、変動が小さく、各地点での比率の推移は SO_4^{2-} の推移とよく似ていること、更に、 SO_4^{2-} と NH_4^+ は、お互いの相関が全地点で0.8を越える高い相関関係を示すことにより、 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ のような塩として雨水に取り込まれる割合が高いのではないかと推定された。

また、 Na^+ と Cl^- については図一10に示したように、海塩粒子が雨水に取り込まれたものが主で

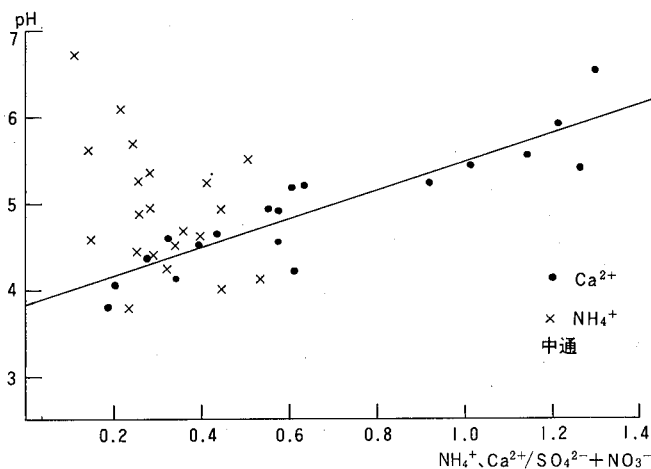
あると考えられ、PHへの影響は小さいものと考えられた。

次に図一12に、PHが高かった中通において、PHを高める主要因子と考えられる Ca^{2+} と NH_4^+ の濃度とPHの関係を示した。X軸は、雨水の酸性化の主要因子と考えられる $(\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-)$ に対する NH_4^+ 、 Ca^{2+} の当量濃度比を示した。Y軸にはPHを示した。これを見ると、 Ca^{2+} とPHについては、ややばらついているが、正比例の関係がみられるのに対し、 NH_4^+ は明確な関係が得られなかった。このことから、市街地の中通ではカチオンの中の Ca^{2+} が、PH低下の抑制役を果しているものと考えられた。

これらのことから、秋田市内における初期降雨1mm目のPHは、主としてアニオンでは NO_3^- 、カチオンでは Ca^{2+} の存在比率の変化により影響を受けているものと考えられた。



図一11 各イオンの当量濃度比の推移



図一12 $\text{NH}_4^+/\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- \cdot \text{Ca}^{2+}/\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$ と pH との関係

3. 3 主成分分析による1mm目の地域特性

3. 2では、初期降雨1mm目のイオン成分濃度の距離減衰からPHへの影響イオンについて考察した。3. 3では、イオン成分濃度を統計的処理である主成分分析法により、少数個の総合特性値に要約し、調査地点の地域特性を明確にすることを試みた。

なお、統計的処理のプログラムは、IBM多変量解析プログラム5600—151を使用した。

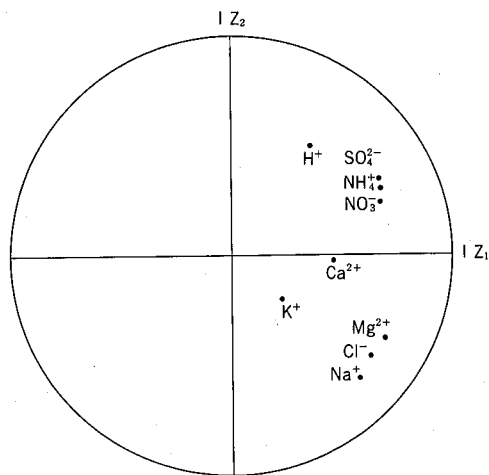
表一5に、全地点における初期降雨1mm目の9種のイオン成分濃度をもとに、相関行列から主成分分析を行った結果を示した。各主成分の固有値は、第1主成分 Z_1 が4.115、第2主成分 Z_2 が2.415となり、寄与率は Z_1 が45.72%、 Z_2 が26.84%で、第2主成分までで72.56%の累積寄与率を示した。このことより、9種の変量は Z_1 、 Z_2 という2つの互いに無相関な総合特性値で全体の情報の72.56%を説明しうることになった。

次に、主成分 Z_1 、 Z_2 と各変量との相関係数となる因子負荷量についてみると、第1主成分 Z_1 の係数はすべて符号が正であり、9種の変量はいづれが大きくなっても Z_1 が大きくなるという性質を持つことから、 Z_1 は雨水の総合的な汚染度合いを示す主成分を考えられた。また、 Z_2 は正負がまじっており、正の符号を持つ変量は SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 H^+ 、負の符号を持つ変量が Cl^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ であった。この区分を考察すると、人為的発生に関係する変量の符号は正、自然的発生に関係する変量の符号が負と区分することが可能と考えられることより、 Z_2 は雨水成分の発生源寄与の度合いを示す主成分と考えられ、この傾向は他県^{7) 8) 9) 10)}の報告とも一致していた。

次に Z_1 、 Z_2 に対する因子負荷量を図一13にプロットしてみた。これをみると、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+

表一5 初期降雨1mm目の主成分分析結果

変 数	固有ベクトル		因子負荷量	
	Z_1	Z_2	Z_1	Z_2
SO_4^{2-}	0.373	0.341	0.757	0.530
NO_3^-	0.373	0.308	0.757	0.479
Cl^-	0.361	-0.405	0.732	-0.629
NH_4^+	0.375	0.329	0.761	0.511
Ca^{2+}	0.323	-0.016	0.655	-0.025
Mg^{2+}	0.388	-0.373	0.787	-0.580
K^+	0.142	-0.149	0.288	-0.232
Na^+	0.347	-0.423	0.704	-0.657
H^+	0.236	0.420	0.479	0.653
固 有 値	4.115	2.415		
累積寄与率	45.72%	72.56%		



図一13 各成分の因子負荷量

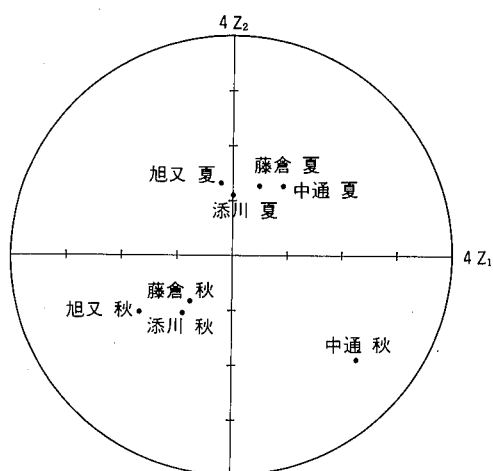
と、 Cl^- 、 Mg^{2+} 、 Na^+ は、それぞれ一つのグループとしてとらえることができ、前者は人為発生的汚染質、後者は海塩由来の汚染質と考えられた。

また、 Ca^{2+} と K^+ は海塩由来の汚染質のグループに属するものと考えられたが、今回の調査ではグループ化ができなかった。その要因として、 Ca^{2+} は海塩由来のみならず、道路粉じんを含む土壌由来や、近隣の石膏工場を含む工場地帯に起因する人為発生源などが加味された結果と推定された。 K^+ は木の葉の混入や、稲ワラ焼きの煙などによる植物由来の影響が考えられた。

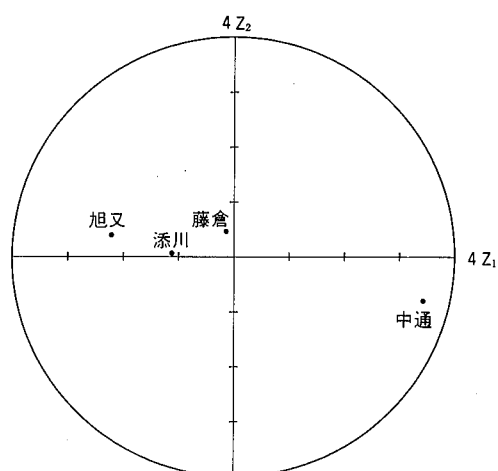
また、 H^+ もグループ化ができなかったが、人為発生的汚染質のグループに近いことが示された。

図一14は、季節別に分類した各地点のイオン成分濃度の平均値について、 Z_1 、 Z_2 に対するスコアを求めてプロットした結果を示した。各地点とも発生源寄与の度合いを示す Z_2 の主成分において、夏期と秋期では正反対の現象を示した。このことから、全地点とも夏期においては人為的発生源による寄与が高く、秋期は海塩粒子などによる自然的発生源による寄与が高いものと考えられた。松本¹¹⁾らは、各サンプルの Z_1 、 Z_2 に対するスコアの平均値より、季節別の特性を報告しているが、それと比較すると、夏期は同様の傾向を示すが、秋期は Z_2 の符号が逆になり、発生源寄与に差異が認められた。

図一15には、図一14を作成した手法と同様に、1 mm目のイオン成分濃度の平均値のスコアを求め、プロットしてみた。中通の平均値は、全地点の中で最も総合的汚染度が高く、発生源寄与は自然的発生源の側にプロットされた。また、添川の平均値は、総合的汚染度は中通、藤倉の次に位置し、発生源の寄与は人為、自然の両方からはほぼ等しく受けているものと推定された。藤倉は、総合的汚染度は中通について高く、人為的発生源の寄与が高かった。旭又は、総合的汚染度は最も低く、人為的発生源が若干高いという傾向を示した。これらの結果と、図一6のPHの距離による変化を比較すると、中通の雨水のPHが他地点より高いのは、中通が雨水の汚染度合いは最も高いものの、その汚染の発生源は、人為的発生源より、むしろ自然的発生源の寄与が上廻っている



図一14 各地点における1 mm目の季節別スコア



図一15 各地点の1 mm目の平均値のスコア

ためと考えられた。逆に添川以降、旭又は汚染の度合いでは中通より低いものの、発生源の寄与が若干人為的発生源側が高いため、PHが低下する傾向を示すものと考えられた。

3. 4 初期降雨1mm目以降の調査結果

3. 2および3. 3では、初期降雨1mm目の雨水について考察したが、ここでは初期降雨5mm目までのPH、ECおよびイオン成分濃度の推移について述べる。

図-16に各項目の降雨順別の推移を示した。

PHについてみると、中通は1mm目が最も高く、2mm目が最低となり、それ以降は横ばい傾向となっているのに対し、添川以降の地点は1mm目が最も低く、それ以降上昇する傾向を示した。

ECは、1mm目における中通と添川以降での差が大きく、全地点で2mm目の減衰が大きかった。3mm目からは、旭又を除いた3地点の値が、一定の値に収束する形で減衰する傾向を示した。旭又は、減少傾向は同様であるが、他の3地点に比べ、5mm目においても減衰を続けていく傾向であった。 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 Na^+ 、 Mg^{2+} も、ほぼECと同様の傾向を示した。

また、 Ca^{2+} もECと同様の傾向を示したが、添川、藤倉、旭又は1mm目から5mm目までほとんど地点間の差異がなく、一定の値に収束する推移をとるのに対し、中通は、他の地点とは明確な濃度差をもちながら減衰する傾向を示した。

NO_3^- 、 NH_4^+ は、降雨順による地点間の濃度差が小さく、 NH_4^+ においては、降雨順による減衰率も小さかった。

K^+ については、他の成分とは若干傾向が異なっており、1mm目の濃度が中通ではなく旭又、添川で高くなっており、2mm目以降の減衰傾向も、他成分より多少複雑化していた。

これらのことから、初期降雨は、ウォッシュアウト効果により大気中の汚染物質が1mm目に多く取り込まれ、2mm目以降では漸減していき、5mm目付近では一部の成分を除いて、ほぼ一定の値に収束するような傾向を示すことがわかった。

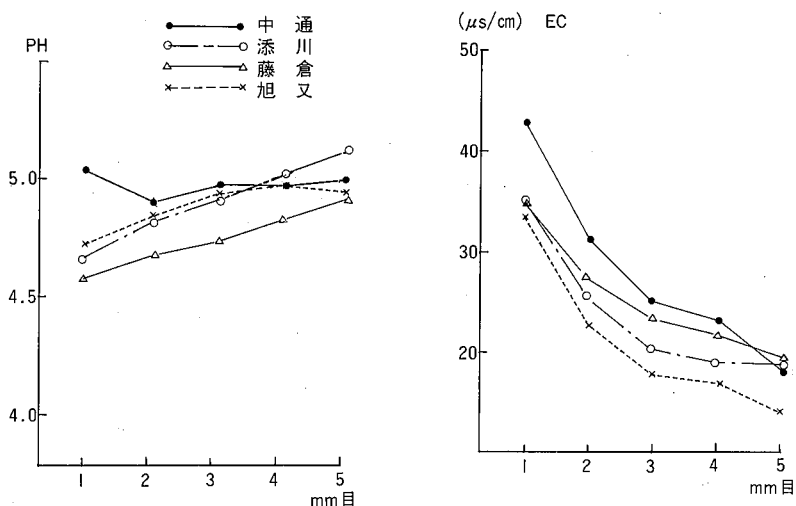
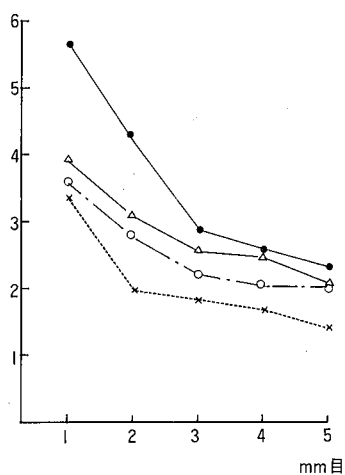
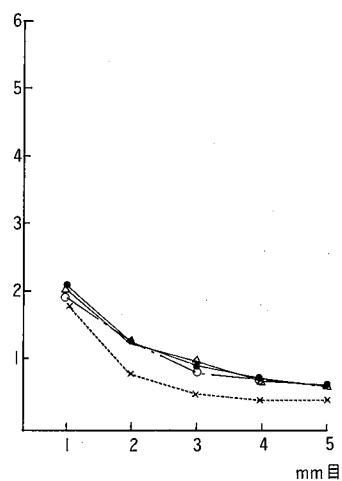


図-16 降雨順別のPH、ECおよびイオン成分濃度

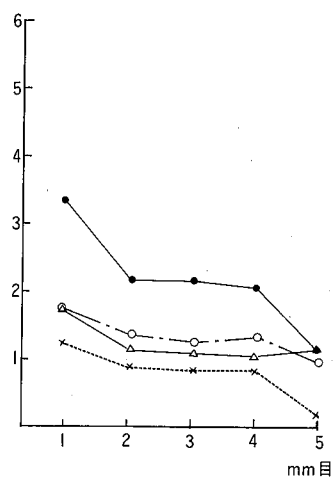
($\mu\text{g/ml}$) SO_4^{2-}



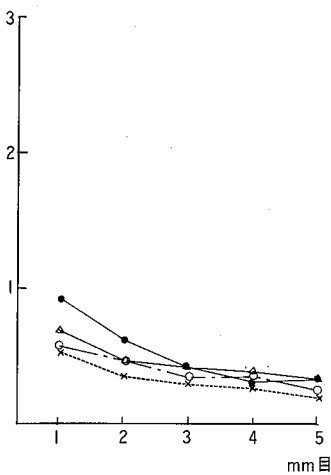
($\mu\text{g/ml}$) NO_3^-



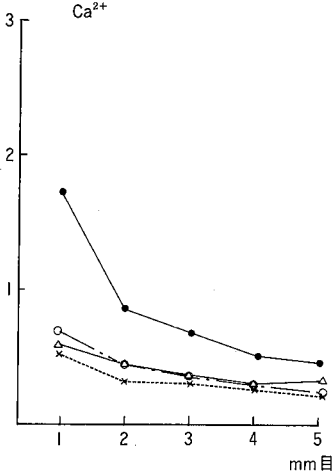
($\mu\text{g/ml}$) Cl^-



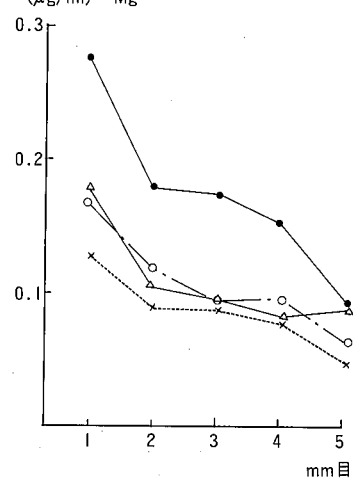
($\mu\text{g/ml}$) NH_4^+



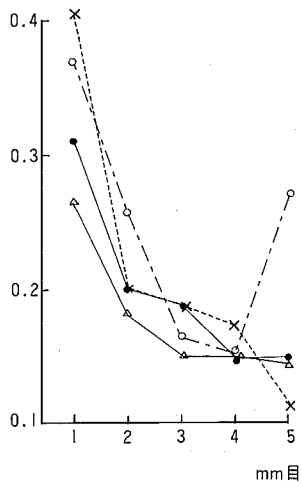
($\mu\text{g/ml}$) Ca^{2+}



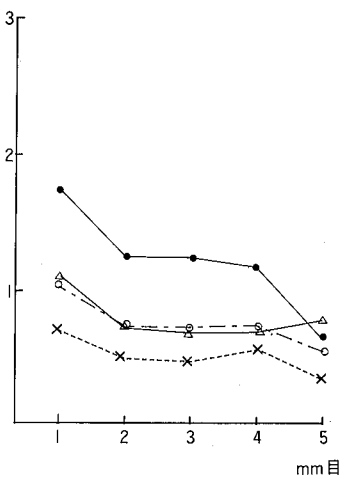
($\mu\text{g/ml}$) Mg^{2+}



($\mu\text{g/ml}$) K^+



($\mu\text{g/ml}$) Na^+



ま と め

秋田市の市街地から郊外に向けた延長線上の4地点で、同一の初期降雨を調査した結果、

1. 各地点とも初期降雨1mm目のPHの平均値は、5.6以下の酸性雨となっていた。また、PH、ECは市街地の中通が高く、郊外である添川以降が低くなっていた。
 2. 雨水成分濃度は、 NO_3^- を除いて市街地の中通と郊外の添川での減衰が大きく、約40～60%の減衰率を示した。また、海塩粒子による減衰率への影響は小さいものと考えられた。
 3. イオンの当量濃度比の推移から、PHが高い中通は NO_3^- の比率が低い一方、 Ca^{2+} の比率が高く、PHが低くなった添川では、 NO_3^- の比率が上昇し、 Ca^{2+} の比率が低下していた。このことから、秋田市内の初期降雨1mm目のPHは、 NO_3^- と Ca^{2+} の存在比率の変化により影響を受けているものと考えられた。
 4. 主成分分析により、初期降雨1mm目のイオン成分は、総合的汚染度合いを示す主成分と、発生源寄与の度合いを示す主成分に要約することができた。また、夏期は人為的発生源にともなう寄与が大きく、秋期は自然的発生源の寄与が大きかったことがわかった。また、1mm目の平均値から中通は総合的汚染度が最も高く、自然的発生源の寄与が高い特性を示し、添川以降は総合的汚染度は中通より小さいが、人為的発生源の寄与が若干自然的発生源の寄与を上廻る特性を示した。
 5. 降雨順の調査結果から、1mm目の成分濃度が最も高く、2mm目で大きく減衰し、2mm目以降はほぼ一定の値に収束するように減衰する傾向を示すことがわかった。
- なお、次年度は、郊外の測定地点を面的に広げ、 NO_3^- が減衰する地点でのPHの変化について調査する予定である。

参 考 文 献

- 1 信太稷 他、秋田市内における雨水成分の調査結果について（第1報） 昭和58年度秋田県環境技術センター年報
- 2 斉藤学 他、秋田市内における雨水成分の調査結果について（第2報） 昭和59年度秋田県環境技術センター年報
- 3 玉置元則 他、雨水成分の分析法(1) 環境技術VOL. 14No. 8
- 4 昭和57年度環境庁委託業務結果報告書 分析の自動化に対する研究（酸性雨）（1983）
- 5 豊沢澄治 他、湿性大気汚染に関する調査研究 岡山県環境保健センター 第10号（1986）
- 6 佐藤清彦 他、郡山地区における酸性雨調査について 第12回北海道、東北ブロック公害研究連絡会議資料（1986）
- 7 新潟県湿性大気汚染調査報告書（1986）
- 8 北村洋子 他、環境における大気汚染物質の分布量に関する調査研究 宮城県公害技術センター報告 8（1979）
- 9 松本光弘 他、雨水成分の統計的解析 大気汚染学会誌 20（1985）
- 10 水上和子 他、関東地方の酸性雨に関する研究（第9報）第26回大気汚染学会講演要旨集（1985）