

公害研資料

No. 54

# 横浜市公害研究所報

第 8 号

1983年12月

横浜市公害研究所

## は し が き

近年、都市化が進むなかで市民の価値観は複雑多様化してきており、公害行政に対する要望も単に公害を防止するのみではなく、より快適な生活環境を求める傾向にあります。

公害行政は、このような情勢の変化に対応して公害の未然防止対策を実施することはもちろんのこと、身近な自然の保全・創造など、長期的視野に立って総合的な施策を推進する必要があります。

しかし、環境問題は複雑であり、その原因も様々であるため諸対策を実施するにしても、今後解明しなければならない数多くの課題があります。

公害研究所では、これらの問題について調査研究を行っており、また公害対策を実施するうえで必要な検体等の分析を行っています。

ここに収録した業務実績は、昭和58年9月末現在のものであり、調査研究はその一部分16編を掲載したものであります。その内容は分析方法や評価にかかわるものと実態調査や基礎的研究などであります。

本書が関係各位に少しでもお役にたてば幸せに存じます。また、ご意見、ご批判をおおぐことにより今後の研究の糧としたいと考えています。

昭和58年12月

横浜市公害研究所長

田 中 芳 雄

# 目 次

## I 業務報告編

大 気 部 門 .....	1
水 質 部 門 .....	1
公害セミナー .....	3

## II 調査研究編

### 大 気 部 門

○ 光イオン化式連続ガス分析計の各種有機ガスの応答特性及び温湿度影響について .....	7
○ NO, NO <sub>2</sub> 個人サンプラーに対する温湿度の影響と補正方法について .....	13
○ アンダーセンサンプラーによって得られた浮遊粉じんの粒度分布の作図法の改良 —— <i>spline</i> 関数による補間 —— .....	23
○ アンダーセンサンプラーによる浮遊粉じん測定値の精度及び使用条件に関する検討 .....	31
○ 自動車排ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第8報) —— 道路周辺地域における浮遊粉じん及び含有成分の粒径分布 —— .....	39
○ 人工衛星と航空機の同時観測による光化学汚染気塊の空間分布と海風前線の構造に関する解析(第1報) .....	53

### 騒 音 振 動 部 門

○ ボイラ機械棟から発生する低周波音について .....	65
------------------------------	----

### 水 質 部 門

○ コイ ( <i>Cyprinus carpio</i> ) の血液性状に及ぼす塩化ナトリウムの影響(第1報) .....	73
○ コイ ( <i>Cyprinus carpio</i> ) における肥満度について(第2報) —— 水温との関係 —— .....	81
○ 夏季における平潟湾内水質の日変動について .....	89
○ ニトリル化合物の分析法の検討 .....	97
○ 底質のけい光X線分析法の検討 .....	103
○ 鶴見川水系における底質の主成分元素および重金属濃度 .....	111

○油分による鶴見川の底質汚染 .....	119
○接触ばっ気処理法の産業排水への適応性の検討(第2報) .....	127

**社会科学部門**

○都市自然の都市的価値 —— 生物と共生するまちづくり —— .....	133
--------------------------------------	-----

**III 資料編**

1. 人員及び組織 .....	145
2. 主要機器一覧表 .....	145
3. 予算 .....	147
4. 学会等研究発表 .....	148
5. 雑誌等投稿 .....	149
6. 横浜市公害研究所発行資料(調査研究等報告書) .....	152
7. 横浜市公害研究所発行資料目録 .....	155

## I 大気部門

大気部門では、行政検体の分析調査及び市民からの苦情等による検体の分析を行っており、昭和57年度に実施した各項目ごとの検体数及び延べ項目数は次のとおりである。

表一 1

検体項目	昭和57年度	
	検体数	項目数
重油中の硫黄分	352	352
炭化水素	199	490
悪臭	162	460
浮遊粉じん及び重金属	3	15
その他	51	298
計	767	1,615

### 1. 重油中の硫黄分

重油中の硫黄分の分析は、JIS-K-2541に基づく燃焼管式（空気法）、放射線式（透過法）及びケイ光X線法を用いて行った。

### 2. 炭化水素

本市の炭化水素系物質蒸発防止設備等指導要綱に基づく各種化学工場、油槽所での炭化水素類の測定及び悪臭検体中の炭化水素類の測定を行った。

### 3. 悪臭

三点比較式臭袋法及びガスクロマトグラフ等を用いてドライクリーニング、養豚、養鶏、油脂工場、印刷工場等から排出される悪臭の臭気指数及び悪臭物質の測定を行った。

### 4. 浮遊粉じん及び重金属

工場周辺等でローボリウムエアサンプラーを用いて、浮遊粉じんを採取し、Pb, Cd, Mn, Fe, V等の重金属を分析した。

### 5. その他

市民からの苦情による検体のうち、既定の項目に分類できないものをその他としてまとめた。内容は、未知物質の解明、及び粉じん発生源の推定のための形態分析が多く、ケイ光X線分析、電子顕微鏡、X線マイクロアナライザー、赤外分光分析等を用いて定性及び定量分析を行った。また大気課からの依頼による大気汚染自動測定器の性能試験も行った。

## II 水質部門

昭和57年度に実施した工場排水等の行政検体の分析業務は、次のとおりである。なお、行政検体数及び試験項目数は表一1、表一2に示した。

### 1. 工場立入調査に伴う検体の分析

昭和57年度に実施した工場立入調査とそれに伴って採取した検体数及び分析項目は、次のとおりである。

- (1) 定期立入調査  
工場排水591検体…BOD, COD, 重金属他
- (2) 東京湾岸自治体調査  
工場排水117検体…COD, 窒素, リン他

### 2. 環境調査に伴う検体の分析

昭和57年度に実施した環境調査とそれに伴って採取した検体数及び分析項目は、次のとおりである。

- (1) 化学物質調査（環境庁受託）  
底質102検体、海水102検体、魚3検体…トリブフェニルスズ他
- (2) CNP調査  
底質3検体、河川水3検体…CNP他
- (3) 公共用水域水質測定（クロスチェック）  
河川水及び海水計72検体…六価クロム、界面活性剤、リン、カドミウム他

### 3. 入江川浚渫工事クロスチェック

入江川の浚渫工事に伴って、河川水及び底質のPCBについてクロスチェックを行った。

### 4. 日立コンデンサー跡地調査

日立コンデンサー跡地の残土についてPCBの調査を行った。

### 5. 除害施設の維持管理に伴う検体の分析

除害施設の維持管理のため毎月1回、原水、処理水等を採取し、BOD, COD, 重金属等の分析を行った。

### 6. 苦情処理等に伴う検体の分析

河川などにおける魚の浮上事故の原因調査に必要な魚の検査や水質分析を行った。

表一 行政検体数

昭和57年度

検体	工場立入調査		環境調査		日立コロンデンサー跡地調査(残土)		除害施設		苦情処理等		合計
	工場立入調査	底質、水・その他	入江川淀川工事クロスチェック	入江川淀川工事クロスチェック	日立コロンデンサー跡地調査(残土)	日立コロンデンサー跡地調査(残土)	除害施設	除害施設	苦情処理等	苦情処理等	
数	708	105	180	13	3	3	108	20	1,137		

表一 試験項目数

昭和57年度

試験項目	工場立入調査		環境調査		日立コロンデンサー跡地調査(残土)		除害施設		苦情処理等		合計
	工場立入調査	底質、水・その他	入江川淀川工事クロスチェック	入江川淀川工事クロスチェック	日立コロンデンサー跡地調査(残土)	日立コロンデンサー跡地調査(残土)	除害施設	除害施設	苦情処理等	苦情処理等	
カドミウム含有量	10	12					36				58
シアン含有量	85						36				121
鉛含有量	70						36				106
六価クロム含有量	54	12					36				102
砒素含有量	6										6
総水銀含有量	57						36				93
PCB含有量			13		3						16
水素イオン濃度	34						36		7		77
生物化学的酸素要求量	111	24					36				171
化学的酸素要求量	326	12					36		2		376
浮遊物質	164								2		166
マンヘキサン抽出物含有量	84										84
フェノール類含有量	45										45
銅含有量	77						36				113
亜鉛含有量	105						36				141
溶解性鉄含有量	152						36				188
溶解性マンガン含有量	23						36				59
総クロム含有量	101						36				137
弗素含有量	27										27
ニッケル含有量	61						36				97
アソモニアル体窒素									3		3
総窒素	39										39
リン	39	24							3		66
総リン	39										39
その他		120	132	8	3		72	18			353
合計	1,709	120	216	21	6		576	35			2,683

### Ⅲ 公害セミナー

昭和51年4月開設以来、当研究所では行政の中における試験研究機関として“研究至上主義”や“閉鎖性”を極力排除し、開かれた研究所づくりを目指すため、年1回の事業として一般市民を対象とした公害セミナーを開催してきた。「明日の都市環境を考える」を統一テーマとして、その時々テーマ選定を図り、市民とともに公害・環境問題を考えてきたが、当初は手さぐりで始められたセミナーも回を重ねる毎に、市民からの多数の意見、提言に支えられ、毎年150~160余名の参加者を得て年々定着したものになりつつある。これまで5回のセミナーを実施したが(第1回:クルマ社会をどうするか、第2回:合成洗剤、第3回:川・よこはまに水辺をもとめて、第4回:80年代の環境政策の課題、第5回:よこはまに自然をもとめて)、第6回のテーマは、“公害”の原点に立ち還り、ますます過密化する都市・よこはまにおける大気汚染の問題を取り上げることにした。また、日頃の研究内容と成果を広く市民に紹介するため、この間の研究所大気部門で取り組まれた研究内容の一部を「研究報告」として解りやすく行うことにした。テーマ名は題して「大気汚染—青空はよみがえったかこの横浜に—」とした。

#### 1. 開催準備

セミナーの開催に先立つ2ヶ月程前から、広く一般市民の参加を呼びかけるため、広報紙、ポスター、報道機関、関係団体等への案内状配布等の広報活動を行った。また「大気汚染」の問題を論じる際に、一般には余りなじみの薄い用語や概念等が多く用いられ解りにくいこと等を配慮し、事前に、本市域における大気汚染の概要、用語の解説及び大気汚染を中心とする「よこはま公害年表」などを作成し(公害研資料№42)、当日の参考資料として配布することにした。

#### 2. セミナーの開催

1982年8月7日(土)午後12時半から5時まで、県民ホール会議室で参加者約160名を集めて開催された。資料として前述の小冊子の他、講演、報告等のレジメ、日本環境協会環境シリーズ№3「大気汚染を考える」、アンケート票を配布した。

##### (1) 行政報告

公害対策局長より、主として戦後の本市における大気汚染の推移とそれに対する行政のとり組み—いわゆる「公害対策の横浜方式」である公害防止協定の当時果たした役割、効果など—を中心とする報告がなされた。

まず、日本での大気汚染を引き起こした要因として第1に挙げられるのは、戦後(S.30年代)の復興の中での工業生産力の急激な増加、第2には、それに伴う生産施設の大型化、第3に、新産業都市構想等に基づく太平洋岸ベルト地帯の開発とコンビナート化による工業の集中化の結果、地域的に汚染物質の集中がもたらされたこと。第4に、エネルギー問題としての石油から石炭への転換と代替エネルギーの開発等の影響。第5に、都市計画上の問題が挙げられること。つまり無計画な工業立地に伴う住工混在による公害問題が引き起こされていたこと。第6に、高度経済成長の中で公害防止技術の1部立ち遅れの問題、第7に、工業立地の問題があること。即ち、臨海部へ工業が集中したため、それに気象条件が加わり、大気汚染が背後地へ影響を及ぼしていること。以上7点の要因を挙げて戦後日本での大気汚染の問題を概括的に説明。こうした背景の中で横浜では昭和30年代より根岸湾の埋立が開始され、後半に工場集出がはかられ、公害問題つまり大気汚染の問題が顕在化してきた。当時の法律あるいは条例等法体系が未整備な段階で最大の武器となったのが行政と企業間のいわば紳士協定ともいべき「公害防止協定」であった。その第1号は昭和39年12月1日に締結された電源開発磯子火力発電所であり、この協定方式は全国的に波及していった。公害防止協定が定着した後は要綱行政、つまり指導要綱により炭化水素や硫酸酸化物及びばいじんといった汚染物質を規制していった。

これらの汚染物質については、行政のみならず、企業側の協力—具体的対策としては燃料転換や技術開発等—により、年々減少しているが、一方、窒素酸化物や浮遊粉じん等については、未だ環境基準をクリアしておらず今後の課題である。とりわけ窒素酸化物については、現在本市では工場のボイラー等固定発生源から6割、自動車等の移動発生源から3割、残りの半分ずつが一般家庭から出されるものと船舶となっている。昭和60年までに固定発生源の窒素酸化物の総量規制の目標達成を図るべく努力しているところであるが、自動車公害問題の増大により現実的には非常に困難となってきている。今後は自動車公害問題が大きな課題で、その解決にあたっては総合的な交通体系、物流システムの改善等を都市計画上の問題の中に位置づけ、検討していく必要があると報告。

(2) 講演 「都市型大気汚染の現状と今後の展望」

日本の大気汚染研究の草分けであり、戦後の大気汚染をはじめとする公害問題を常に第一線でリードされてきた、また現在もその幅広い知見にもとづき広く公害環境問題に取り組まれている国立公衆衛生院長で、かつ本市の公害対策審議会委員でもある鈴木武夫氏より上記テー

マで講演していただいた。

氏はまず、本論に入る前に環境問題を正しく本質的に捉えるための心構えとして、専門家も行政、企業、市民それぞれがその立場をよく理解して問題を考えていく必要があること、そのためにはお互いの「共通の言葉」を持つことではないかと指摘。物事を論じる場合に、専門家が専門用語を駆使したり言葉の遊びをくり返すことにより、本質論義がすり変えられてしまう場合があるように。要するに問題の本質を科学的に定義づけたり、学問的に捉えることと“共通の論義”を行うことにより少しでも本質の問題に迫ろうということでは目的が異なること、その辺をまず念頭に置いておく必要があると説明。

そこで、本論を要約すると次のようになる。横浜で大気汚染の問題を考えるにあたり、これまでの日本の大気汚染の歴史の中で二つの大きな問題を取り扱ったことが挙げられる。1つは、大気汚染による人間の健康への影響の問題に関して、最初の健康被害の例が“横浜ぜんそく”といわれる病気として報告されたこと。これは皮肉にも当時、横浜に駐留する米軍兵士の中から症例が出された。1950～60年代の世界の専門家の間では「日本の住民の中から大気汚染による健康被害が証明されたら、大気汚染の影響はあると考えてよい」といわれる程、当時の大気汚染はひどい状態であった。

2番目には、先に行政報告でも説明された公害対策の「横浜方式」が挙げられること。この中でも大気汚染の問題は中心課題であったこと。当時の法令等の限界をつき破るものとして、また公害問題に対する地方自治体等の行政の新しい道を切り開いたものとして高く評価できること。

次に、「大気汚染」の定義について、現在一般に使われているWHO（世界保健機構）の定義—大気汚染とは地域社会の戸外の空気が、人工汚染物である程度汚染され、地域社会の住民にある程度の被害（影響）が出現している状態をいう—について説明。

以上の定義にふまえ、現状ではその考察の範囲が広がっている。つまり近隣の汚れ、地域社会の空気の汚れ、国または地域社会を越える汚れ、地域的規模の汚れというように、それぞれに対応した考えをとる必要がある。現在問題となっているのは、スカンジナビア諸国やカナダにおける酸性雨による森林被害が挙げられる。

以上の説明にふまえ、次に都市型大気汚染の現状について考察を加えた。1975年までが環境政策の第一世代とでも説明でき、いわば、危機感への対応が要求された時期の大気汚染である。それ以降が環境政策の第二世代に入ってきている。現在はちょうど中間期としてまさに大気汚

染に対する新しい考え方を発展させる時期にきているといえる。

次に汚染状況とその影響について概括的に説明。「硫酸化物」については各国で低下をみ、殊に日本では最も成功している。「一酸化炭素」については、日本は世界に先がけて減少に成功。現在大すじ1ppm濃度まで押さえられており、これは都市部として起り得る最低の濃度といえる。「窒素酸化物」については、大すじ変化なしというところであるが、これについては今後の環境政策の第二世代に入り、石油から石炭、あるいは代替エネルギーの開発等の問題と相まって、ますます重要性が増すと指摘。その他、「浮遊粒子状物質」は増えた所も減った所もあり、全体としては変化なしというところであるが、今後は従来の“大きさ”の問題だけでなく、その化学的組成にも目を向け、解明していく必要がある。「光化学オキシダント」については、現状では未だ判定困難であり、その対策が今後の課題となっている。また大気汚染による影響という面からみると人の健康への影響、生態への影響、財産への影響と全般に及んでいることを指摘。

最後に都市型大気汚染の今後の展望として、今後ますます人口の都市部への集中及び産業構造の複雑化と消費エネルギーの増加により、都市型大気汚染もその発生機構と及ぼす影響等より複雑になることが予想されるため、まず、汚染そのものを正確に把握していく必要がある。そこで、その発生・拡散・移流・転換及び影響のメカニズムを物理学的及び化学的に正しく捉えるための研究の発展が今後ますます望まれている。

一方、石油から石炭への見直しというエネルギー転換による大気汚染の変化に対応した対策にも行政は積極的に力を入れなければならない。既に、石油に全面的に依存する時代は去り、今後は石炭をはじめ多様なエネルギー開発の時期にきている。そこで注意しなければならない点は、従来は問題とならなかった汚染でも、今後はその消費量が多くなっていることにより汚染の規模も異なってくるということである。例えば火力発電所から排出される重金属による汚染など留意する必要もある。

また、今後注意しなければならない汚染物質としては、先に述べた物質の他、発ガン物質である多環芳香族炭火水素や微量重金属による汚染やアスベストなどがある。また、人間への影響の問題で注意しなければならないのは、10年、20年、30年後にその影響が出てくるといった遅発生の影響であり、その因果関係は行政当局や研究者の手で解明されなければならない。

最後に、公害、環境問題は当初、市民、科学者、行政、



企業それぞれが出発点で平行して考えを進めてきたという経緯がある。今後ますます人間の生活、生産活動は変化し、環境問題もそれに伴い変質してくるはずである。そこで、その解決にあたっては冒頭で述べたように、それぞれの立場で意見の多様性の中から解決の道を模索していく必要がある。以上のような内容で講演された。むすびとして言われた2つのこととして、1つは、人間のやったことは人間の手で解決せねばならず、またできるはずであること。今1つは、環境問題に携わる人間に言うべきこととして、一般の人々の直感や感覚は“的”を射ていることが案外多いこと、専門家もそれを謙虚にうけとめるべきであると示唆。豊富な経験と実践にうら打ちされた講演は非常に説得力に満ち、深い感銘を与えるものであった。

### (3) 研究報告

① 「大気中の浮遊粉じん及びその含有成分について」、標記のテーマで、公害研究所大気部門（新井 久雄）より研究報告が行われた。内容を解りやすくするため、スライド27枚を使用して説明。まず、浮遊粉じんの概念を説明した上で、大気中の浮遊粉じんの濃度推移、季節変化及び都市大気中の浮遊粉じんについて報告。次に道路周辺地域における浮遊粉じんとその含有成分について、昭和55年2月に当研究所で実施した国道1号線の戸塚区原宿町調査を紹介しつつ、報告を行った。

#### ② 「窒素酸化物の簡易測定について」

引き続き研究報告として公害研究所大気部門（前田 裕行）より標記テーマで行われた。まず、最初に窒素酸化物の発生源と市内の汚染状況について概略を説明（スライド等使用）した後、現在行われている市内常時監視測定地点（一般環境13地点、幹線道路付近8地点）における測定内容、経年変化について紹介。次に主題である窒素酸化物の測定方法について、主として簡易測定法を中心に紹介するとともに調査事例（TEAプレート法による二酸化窒素濃度の測定結果、市内111地点2km<sup>2</sup>メッシュ、5段階濃度ランク）を説明。その後当公害研究所が開発した「窒素酸化物個人サンブラー」の装置の紹介とその有用性について、スライド等を用いて、この間の予備調査結果などに基づき報告。

### (4) 市民報告「半世紀を鶴見の空の下に過して」

次に昭和4年以来、鶴見区に住み、永年、同地区の会社に勤務し、市民の立場で地域の生活環境問題に熱心に取り組まれている中島信夫氏より、市民の目から捉えた“鶴見の大気汚染史”ともいべき報告をしていただいた。戦前―戦時中―戦後の復興期から高度経済成長期にいたるまで、自らの生活体験とからみあわせ、生きた証

言として報告。

最後に、かつては白浜であった海浜地帯を産業発展のために奪われた鶴見生麦地区の住民のためにその代償として現在進行中の大黒埠頭へ「海浜公園」をつくることを提案。

### (5) 自由討議（司会 渡部 允氏 神奈川新聞報道部長）

討議時間1時間20分の中で、一般市民の参加者160余名のうち11名の方より質問と発言があった。内容を要約すると次のとおりである。

テーマが「大気汚染」ということもあり、全般として行政に対する注文、苦情といった意見が多かったが、その中でもやはり身近で切実な問題として自動車公害問題とNOx総量規制や今後建設が予定されている本市金沢地域の湾岸道路の大気・騒音等環境に及ぼす影響の問題とそれからむ県の環境アセスメント条例と本市の指針との関係、情報公開の問題など当面する具体的問題に関する質問や意見が多く出された。また更に、鈴木先生の講演にからむ質問もいろいろ出された。それに対する氏の説明として、大気汚染をはじめとする公害環境問題は、国内だけの問題にとどまらず、今や地域規模の問題としてグローバルな認識をもつ必要のあること。そしてそれらを引き起こす要因として産業経済における南北問題、日本の立場のあり方、責任の問題、ひいては、人の生き方や平和の問題にまで根源的につながってくるという指摘は、環境問題の本質を突くものであった。最後に、ひとりの主婦の方より「市民として、また個人として、1つの自覚をもって大気汚染や公害の問題にかかわっていきたい」との発言が出されたが、これは、講演者や報告等内容とも合致し、またセミナーの趣旨そのものともつながり、公害問題の解決にあたっては、それぞれの立場で考え行う時期にきていることを示しているものと考ええる。

ともあれ「大気汚染」という公害の原点ともいべきテーマを取りあげ、論議ができたことは公害セミナーそのものの趣旨にも立ち還ったという意味で、大きな成果であった。

内容は「第6回公害セミナー会議録」（公害研究資料No.45）に収録。

# 光イオン化式連続ガス分析計の各種有機ガスの 応答特性及び温湿度影響について

前田裕行\*, 平野耕一郎\*

## 要 旨

近年開発された光イオン化検出器(PID)を用いた大気中の有機ガス濃度連続測定機の各種有機ガスに対する応答特性, 温湿度影響について検討し, 本測定機の実用上の特性及び問題を明らかにした。

- (1) PID連続ガス分析計は, 有機ガス成分の化学構造のちがいに, 相対感度が異なり, 特に芳香族類に対する相対感度が高く, 溶剤類の揮発ガス濃度の変化をモニターするのに有用であった。
- (2) 温度と湿度の上昇に伴い, 応答値が著しく減少する傾向が見られ, 温度湿度の影響を強く受ける。このため水分量の多い煙道排出ガスの測定では, 水分除去の機構を設ける等改善の必要があると考えられる。

## 1. はじめに

大気汚染物質としての炭化水素類の機器による測定方法としては従来から水素炎イオン化検出器(FID)を用いたガスクロマトグラフによる方法及び総炭化水素計による方法が広く用いられている。1960年に Lovelock によって新しい原理にもとづく光イオン化検出器(PID)が提案<sup>1)</sup>され, その後, 炭化水素の測定にも応用できるようになり, ガスクロマトグラフ法に適用されてきている。PIDは, 測定対象物質に紫外線を照射し, イオン化して検出するものである。PIDをガスクロマトグラフの検出器とした大気中の有機化合物の測定を行った例として, アルキルベンゼンの高感度分析<sup>2)</sup>, 有機化合物の分析<sup>3)</sup>, PIDとFIDの併用による混合有機ガスの分析<sup>4)</sup>などが報告されている。

一方, ガスクロマトグラフ法によらない, PID連続ガス分析計(PID-HC計)も開発され使用されはじめている。この分析計は小型であり, 水素等の可燃性ガスを用いずに, 炭化水素類の高感度分析ができるという利点を持ち, 大気汚染測定のために有用なものと考えられるが, 大気汚染測定の面から, この分析計のもつ特性について

検討された例は少ない<sup>5),6)</sup>。

そこで, 環境大気あるいは排出ガス中の有機化合物の測定に応用するにあたって, PID-HC 計の測定原理上, 特に温度及び試料ガスに含有する水分が測定値に影響を及ぼすことが予想されるため, これらについて検討を行った。

## 2. 実験方法

### 2-1 装置

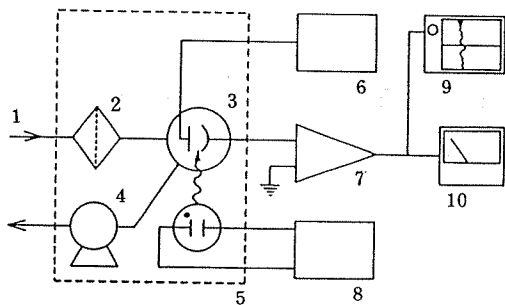
実験に用いたPID-HC計は, HNU社製のMODEL PI-20Tであり, ブロックダイアグラムを図-1に示した。試料ガスは, ダイアフラムポンプにより約3ℓ/分の流速で吸引され, 115℃に加熱されたPID検出器に導かれる。5VDCに増幅された出力信号(20ppmフルスケール)を記録計(横河電機製TYPE3057)に入力し, 10倍感度を上げて0.5V/150mm(フルスケール)として記録した。

### 2-2 試料ガスの調製

プロパンは, 高圧ボンベ入り標準ガス(高千穂化学工業製2815ppm/N<sub>2</sub>バランス)を質量流比混合法により

Sensitivity test for organic vapors and effects of ambient temperature and relative humidity on continuous photoionization analyzer

\*Hiroyuki Maeda, Koichiro Hirano, 横浜市公害研究所大気部門



- |                |             |
|----------------|-------------|
| 1 試料ガス (3 ℓ/分) | 2 フィルター     |
| 3 PID検出器       | 4 ダイアフラムポンプ |
| 5 温度調節部        | 6 バイアス電圧    |
| 7 アンプ          | 8 高電圧       |
| 9 レコーダー        | 10 メーター     |

図-1 PID-HC計のブロックダイアグラム

希釈用空気（有機化合物を取除いた精製空気）で希釈し 1.4 l ppmの濃度に調製した。

ペンタン, n-ヘキサン, n-デカン, ベンゼン, トルエン, m-キシレン, アセトン, エタノール, n-ブチルアルデヒド及びトリクロロエチレンは, 図-2に示す蒸気拡散法<sup>7)</sup>により, それぞれ, 0.3~2 ppmの濃度に調製した。また, 通常, 浴剤, シンナー類によく用いられている物質については, トルエン, 酢酸エチル, メチルイソブチルケトン, m-キシレン, ベンゼン及びメチルエチルケトンをそれぞれ単成分及び3種混合し, 30 ℓ容量テドラーパーグ中に3~10 ppmの濃度に調整した。

なお, PID-HC計による感度試験においては, 同時に非メタン炭化水素計(堀場製作所, APHA-3000, 以下FID-NMHC計)により, 試料ガス濃度をモニターした。

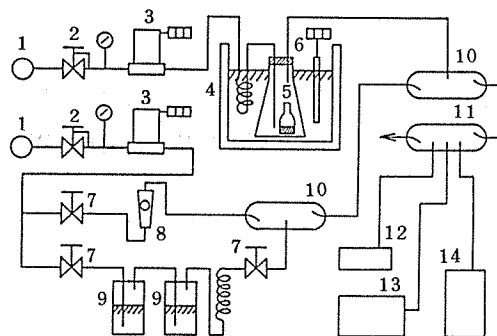
### 2-3 加湿試料ガスの調製

試料ガスを調製する際, 加湿した精製空気希釈することにより調製した。すなわち, 図-2に示すように, 蒸気拡散法による標準ガス発生装置の希釈用空気流路に純水を満たしたバブラー2段を直列に追加し, ここに精製空気を通すことにより加湿した。試料ガスの湿度は, 湿度センサー(ROTORONIC社, Hygroskop GT)によりモニターした。

## 3. 実験結果及び考察

### 3-1 低濃度有機ガスに対するPID-HC計及びFID-NMHC計の応答

試料ガスとして, アルカン炭化水素であるプロパン,



- |            |              |
|------------|--------------|
| 1 精製空気     | 2 調圧器        |
| 3 質量流量制御装置 | 4 恒温水浴       |
| 5 拡散ビン     | 6 温度計        |
| 7 ニードルバルブ  | 8 ロータメータ     |
| 9 加湿バブラー   | 10 混合器       |
| 11 マニホールド  | 12 湿度センサー    |
| 13 PID-HC計 | 14 FID-NMHC計 |

図-2 蒸気拡散法による試料ガスの調整及び試料ガス加湿装置の構成

ペンタン, n-ヘキサン, n-デカン, 芳香族炭化水素であるベンゼン, トルエン, m-キシレン, 含酸素有機化合物であるアセトン, n-ブチルアルデヒド, エタノール及び含塩素有機化合物であるトリクロロエチレンの11種の有機化合物について0.375~2.19 ppmの濃度範囲のものを, PID-HC計及びFID-NMHC計により測定した結果を表-1に示した。また, 炭素数と相対感度の関係を図-3, 4に示した。これによると, 各有機化合物のPID-HC計に対する相対感度(トルエン=1とする)は, m-キシレン(1.07), トルエン(1), ベンゼン(0.920), トリクロロエチレン(0.905)などの相対感度は高く, プロパン(0.027), エタノール(0.052)は, 比較的相対感度が低い。また, 炭素数と相対感度の間に一定の関係はみられないが, 同族体群にわけて比較すると, PID-HC計に対する相対感度につぎのような傾向が見られた。すなわち, 芳香族炭化水素(m-キシレン, トルエン, ベンゼン), 含塩素有機化合物(トリクロロエチレン)の相対感度は1前後と高く, 次いでケトン類(アセトン), アルデヒド類が高く, アルカン類の相対感度は低い。また, 同族体の中では炭素数が多いほど相対感度が高くなる傾向がみられた。一方, FID-NMHC計の応答と炭素数との関係は, 直線的である。(図-4)

以上のことから, PIDを検出器として用いた連続測定機の応答の特徴は, 物質により感度が異なるので有機ガスの混合試料の総量を評価するには問題があるが, 単

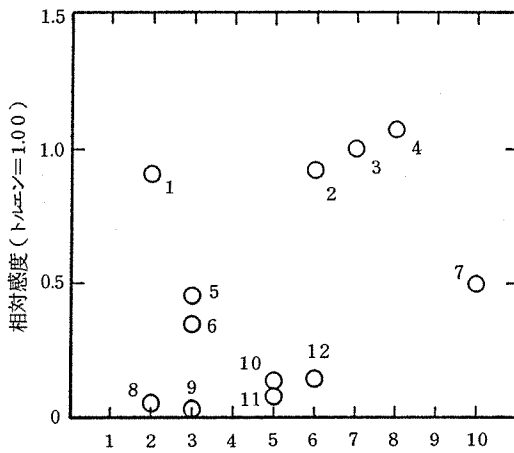
表-1 PID-HC計及びFID-NMHC計に対する低濃度有機ガスの応答

有機化合物	ガス濃度 (ppm)	PID-HC計			FID-NMHC計			試料数※
		指示値 (mm)	トルエン換算 mm/ppm	相対感度 (トルエン=1.00)	ppmC	トルエン換算 ppm	相対感度 (トルエン=1.00)	
プロパン	1.41	3.7	2.62	0.027	4.12	0.642	0.455	212
ペンタン	0.764	7.5	98.2	0.100	3.55	0.553	0.724	148
n-ヘキサン	0.789	11.5	145.8	0.148				
n-デカン	0.375	18.3	488.0	0.498	3.52	0.549	1.463	170
ベンゼン	0.702	63.3	90.18	0.920	3.78	0.589	0.839	171
トルエン	0.413	40.5	98.06	1.00	265	0.413	1.00	186
m-キシレン	0.445	46.8	105.17	1.07	3.47	0.541	1.215	191
アセトン	1.88	84.0	446.8	0.456	2.54	0.396	0.211	221
エタノール	1.92	9.8	5.10	0.052				
n-ブチルアルデヒド	1.23	41.9	340.7	0.347				
トリクロルエチレン	2.19	194.4	88.77	0.905	4.23	0.659	0.301	135

備考 PID-HC計の記録計は0.5VDCをフルスケール150mmとした。

※ NMHC計の8分間値の試料数

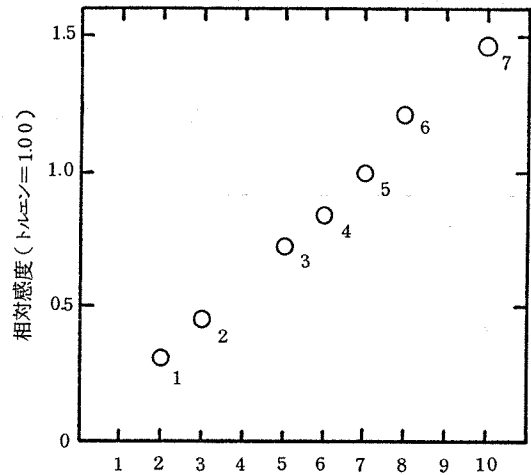
FID-NMHC計の記録計は5ppmCをフルスケール180mmとした。



有機化合物の炭素数

- 1 トリクロルエチレン 2 ベンゼン 3 トルエン  
 4 m-キシレン 5 アセトン 6 n-ブチルアルデヒド  
 7 n-デカン 8 エタノール 9 プロパン  
 10 ペンタン 11 ガソリン(C<sub>5</sub>とする) 12 n-ヘキサン

図-3 PID-HC計による有機化合物の炭素数と相対感度の関係



有機化合物の炭素数

- 1 トリクロルエチレン 2 プロパン 3 ペンタン  
 4 ベンゼン 5 トルエン 6 m-キシレン  
 7 n-デカン

図-4 FID-NMHC計による有機化合物の炭素数と相対感度の関係

一成分あるいは既知の種類で混合比が一定のガス濃度をモニターする場合に有用であると考えられる。また、非破壊検出法であるので他の検出器との併用も可能である。さらに、分析操作においてFIDと異なり、水素等の燃料ガスを用いる必要がないため安全で、装置が小型のため機動性にすぐれていることも特徴である。

### 3-2 混合有機ガスに対する応答

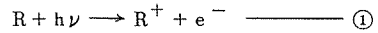
表-2に単一有機ガス及び混合有機ガスをトルエンで目盛校正したPID-HC計により測定した結果を示した。PID-HC計による指示値をトルエン換算値でみると、混合ガスが示した指示値とそれぞれの単一成分から計算した指示値の和はおおむね一致していた。このことから、何種類かの有機ガスを含む試料ガスを測定したときにも、成分相互の影響を受けることなく、それらの成分の和として指示されるものと実用上考えてもよいと判断された。

### 3-3 加湿ガスに対する応答

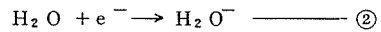
図-2に示した加湿装置により、加湿した有機ガスに対するPID-HC計の応答特性を実験した。エタノール(0.467ppm)、n-ヘキサン(0.334ppm)、トルエン(0.175ppm)を21°Cにおいて、相対湿度0.7~75%に変化させ、PID-HC計により測定した結果を図-5に示した。相対湿度が増加すると指示値は直線的に減少し、

相対湿度75%では0.7%のときにくらべ、指示値は半減した。一般に環境大気中の湿度は、変化するのが普通であるので、PID-HC計による測定では湿度の増減による指示値の変化は避けられない。湿度がこのように顕著な影響を及ぼすのは、次のような測定原理上の原因にもとづくと考えられる<sup>8)</sup>。

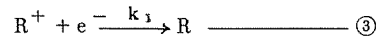
まず、紫外線エネルギーにより、試料ガスRは、電離し $R^+$ を生成する。



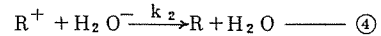
生じた $e^-$ は、共存する $H_2O$ と反応し、 $H_2O^-$ を生成する。



一方、①で生じた $R^+$ は、基底状態へ一定速度で移行する。



②で生成した $H_2O^-$ も次のように反応する。



このとき、 $k_2 \gg k_1$ であり、③式及び④式の反応速度に違いがあるので、共存する水の分圧が大きいとき、すなわち湿度が高いと試料ガスのイオン化が妨げられ、感度が低下する。したがって、PID-HC計により環境大気中の有機化合物を測定する時には、試料ガスと同一

表-2 混合有機ガスに対するPID-HC計の応答  
(テドラーバッグ中に作成)

有機化合物	ガス濃度 (ppm)	指示値 (トルエン換算, ppm)	単一ガスからの計算値 (トルエン換算, ppm)
トルエン	9.05	9.05	
酢酸エチル	9.82	1.34	
メチルイソブチルケトン	9.61	5.86	
m-キシレン	7.83	9.55	
ベンゼン	10.82	11.61	
メチルエチルケトン	10.74	6.47	
酢酸エチル	3.27		5.62
メチルエチルケトン	3.58	5.60	
トルエン	3.02		
メチルイソブチルケトン	3.20		8.13
トルエン	3.02	7.60	
m-キシレン	2.61		
トルエン	3.02		5.39
酢酸エチル	3.27	5.34	
メチルイソブチルケトン	3.20		

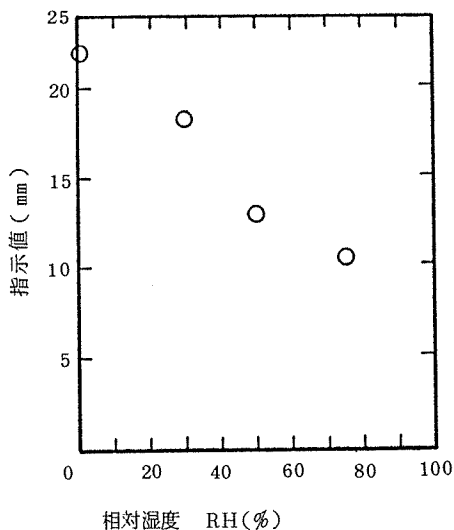


図-5 試料ガスの相対湿度とPID-HC計の指示値の関係

(温度21℃, 試料ガス:エタノール0.467ppm, n-ヘキサン0.334ppm, トルエン0.175ppmの混合)

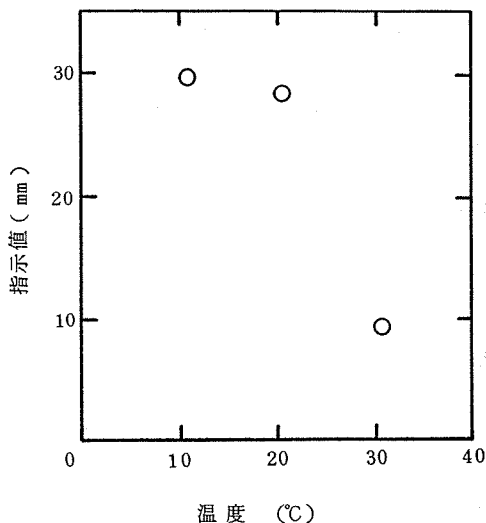


図-6 PID-HC計の周囲温度とPID-HC計の指示値の関係

(相対湿度20~25%, 試料ガス:エタノール0.467ppm, n-ヘキサン0.334ppm, トルエン0.175ppmの混合)

条件でキャリブレーションをする必要がある。また、煙道排出ガスの測定の場合のように試料ガス中の水分が多い場合には、パーミエションドライヤーを用いる<sup>9)</sup>等の水分除去が必要である。

### 3-4 周囲温度変化に対する応答

3-3で使用した試料ガスを相対湿度20~25%範囲の一定湿度として、PID-HC計が置かれている実験室内温度を10から30℃に変化させたときのPID-HC計による測定結果を図-6に示した。これによると、10℃と20℃においては、ほぼ同一の指示値が得られるが、30℃では、20℃のときの約1/3と著しく指示値が小さくなるのが認められ、温度影響も顕著に受けることが判った。この原因としては、周囲温度が上昇すると使用したPID-HC計のPID検出器の温度調節機能が不十分となること、あるいは、紫外線ランプに印加する高電圧が変化すること等が考えられるが、使用したPID-HC計に問題があったのか、PID-HC計そのものの問題であるのか不明であった。

## 4. まとめ

光イオン化検出器(PID)を用いた連続ガス分析計について、この機器の有機ガスモニターとしての特性及び問題点を検討するため、各種有機ガスにより、温湿度影響試験を含めた応答実験を行った。その結果次のような知見が得られた。

- 1) 光イオン化式連続ガス分析計は、感度が物質の化学構造により異なり、芳香族炭化水素では低く、含酸素有機化合物では、その中間程度の感度を有している。したがって、芳香族炭化水素の含有量の大きい溶剤類の揮発ガス等の濃度モニターとしては有用である。
- 2) 混合ガスに対する応答は、組成成分の合算値であるとして実用上取り扱ってよいと考えられる。
- 3) 試料ガス中の水分によって測定感度が低下するので試料ガス中の水分の除去が必要である。
- 4) 温度影響も著しく受けるため、十分な温度調節の対策をする必要がある。

以上のように、本測定機は、まだ環境大気の測定機として満足できるといえない面もあるが、水分除去及び温度安定性の問題が解決されれば、装置自体が小型であるので機動性を生かした有機ガスの測定が可能であると考えられる。

## 文献

- 1) J. E. Lovelock: *Nature*, 389, 401, (1960).
- 2) Norman E. Hester, Raymond A. Meyer: A sensitive technique for measurement of benzene and alkylbenzenes in air, *Environ. Sci. Technol.*, 13 (1), 107-109 (1979).
- 3) 田中敏之, 篠崎真: 高温光電離検出器(PID)を用いる大気中の有機化合物の分析法, 公害, 18(3),

31-39(1983).

4) John N. Driscoll, John Ford and Luis F. Jaramillo: Gas chromatographic detection and identification of aromatic and aliphatic hydrocarbons in flame-ionization detectors, *Journal of Chromatography*, 158, 171-180 (1978)

5) HNU systems inc. technical data. (1980).

6) 鈴木 睦 古塩英世: 光イオン化HC計の環境モニタリングへの適応の検討. 第23回大気汚染学会講演要旨集, 428(1982).

7) 前田裕行, 平野耕一郎: 蒸気拡散を利用した低濃度炭化水素標準ガスの発生方法について(第2報), 横浜市公害研究所報, 7, 27-31(1982).

8) J.N. Driscoll, 私信.

9) 金子輝男, 田中猛夫, 杉本啓介, 丹治則宗: 半透膜気相除湿器(パーマビューアドライヤ)のガス分析装置への応用, 化学工場, 20(11)92-96(1976).

# NO, NO<sub>2</sub> 個人サンプラーに対する温湿度の影響と 補正方法について

平野耕一郎\*, 前田裕行\*

## 要 旨

大気汚染物質の測定に広く用いられているバッチ型簡易測定器の一つとして、NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーがある。このサンプラーは測定原理に分子拡散を用い、NO<sub>2</sub> 捕集剤及びNO酸化剤にそれぞれトリエタノールアミン(TEA)と重クロム酸ナトリウムを使用することから測定値への温湿度影響が考えられる。そこで、暴露チャンパーと屋外の環境大気において、個人サンプラーに対する温湿度影響を調べ、測定値と温湿度の関係を明らかにした。

暴露チャンパー実験より、NO, NO<sub>2</sub> 捕集係数(捕集速度  $v_{ng} \cdot \text{min}^{-1}$  / 暴露濃度  $c_{ppb}$ )と湿度(RH)の間にはそれぞれ次式の関係がみられた。

$$v_{NO}/c_{NO} = 10^{-(1.9411 - 2.63/(RH-90.4))} \quad \text{ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$$

$$v_{NO_2}/c_{NO_2} = 5.47 \times 10^{-5} \times RH + 1.107 \times 10^{-2} \quad \text{ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$$

これらの関係を考慮に入れ、屋外環境中でNO, NO<sub>2</sub> を測定し、温湿度補正を行うと、個人サンプラーとザルツマン式NO計のそれぞれの測定値が互いにほぼ同値を示す結果を得た。

## 1. はじめに

近年、環境大気中の窒素酸化物濃度の測定のために、種々の簡易測定器が考案されている。これらのうち、トリエタノールアミン(TEA)ろ紙を用いたバッチ型NO<sub>2</sub>簡易測定器が広く用いられている。著者<sup>1)</sup>らが開発したNO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーもバッチ型の簡易測定器であり、測定原理に分子拡散を用い、NO<sub>2</sub> 捕集剤としてTEA, NO酸化剤としてNa<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>を使用している。これらの簡易測定値は気象条件によって変化することが指摘<sup>2), 3), 4)</sup>されているが、その影響の程度について十分に調べられているとはいえない。特に、風による測定値への影響については、拡散長を長くすることやドラフトシールドを用いるなど種々の影響防止の方法が考えられているが、温湿度の変化が測定値に及ぼす影響については防止策が現在確立されていない。

本報告では、著者らが開発したNO, NO<sub>2</sub> 同時測定個人サンプラーについて、NO及びNO<sub>2</sub> の両面から温

湿度に対する測定値の特性を把握し、併せて環境大気中についてザルツマン式窒素酸化物自動計測器(ザルツマン式NO<sub>x</sub>計)との並行測定を実施し、NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーの温湿度に対する補正方法と実用性について検討した。

## 2. 実験装置及び実験方法

### 2-1 個人サンプラー

実験に用いたサンプラーの構造を図-1に示す。

アクリル管：外管として用いる。長さ29mm, 外径19mm, 両側に内径15mm, 深さ8mmのアクリル管 1個  
プラスチック多孔板：ドラフトシールドとして用いる。孔径2mm, 長さ6mm, 孔数25個の高密度ポリエチレン 2個

捕集エレメント：金網に10%TEA-アセトン溶液を含浸後、減圧乾燥したものを使う。ステンレス金網80メッシュ(JIS177μm相当), 直径14.5mm円型 12個

Effect of ambient temperature and relative humidity on personal sampler for NO and NO<sub>2</sub> exposures

\*Koichiro Hirano, Hiroyuki Maeda, 横浜市公害研究所大気部門



テフロン円板：仕切りとして使う。厚さ1mm，直径15mm円型の四ふっ化エチレン樹脂（テフロン） 2個

テフロンリング：パッキングとして用いる。外径15mmの四ふっ化エチレン樹脂（テフロン）管を長さ2mmに切断したもの 2個

酸化ろ紙：ろ紙（東洋ろ紙GB-100R）に2.5%重クロム酸ナトリウム水溶液の等量混合液を含浸し，乾燥したものを使う。直径15mm円型 1板

### 2-2 暴露チャンバー

暴露チャンバーは透明ガラス製（バイレックスガラス製）であり，内径600mm，長さ1000mmの円筒チャンバーである。（図-2） 暴露用試料ガスは上部中央から導入し，下部中央から排気する。個人サンプラーはステンレス線を用いて円筒チャンバーの中央部からつりさげ装着する。

### 2-3 実験装置の構成

実験に用いた装置構成を図-3に示す。NO及びNO<sub>2</sub>ガスは標準ガス希釈装置（製鉄化学製SDS-401）を用い，NO及びNO<sub>2</sub>標準ガス（NO濃度：515ppm，NO<sub>2</sub>濃度：478ppm）と精製空気により，NO及びNO<sub>2</sub>ガスについてそれぞれ102~305ppb，92~275ppbの所定濃度に調製し，暴露用試料，空気として1.3ℓ/minで暴露チャンバーに導入した。実験中常に試料空

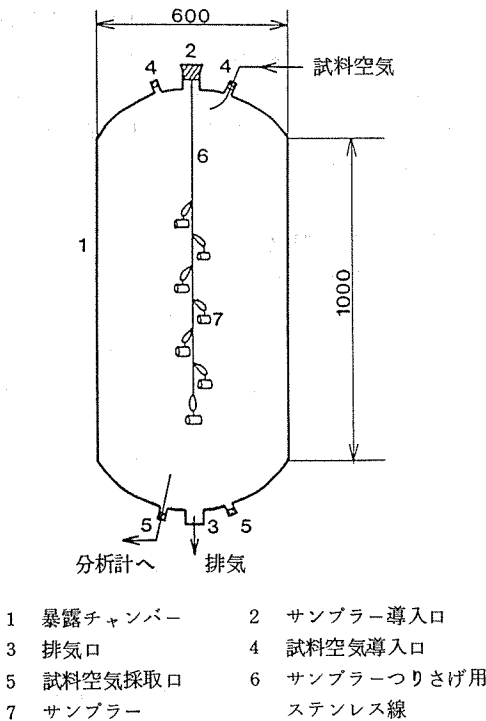
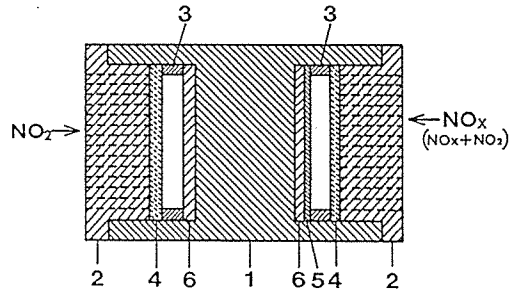
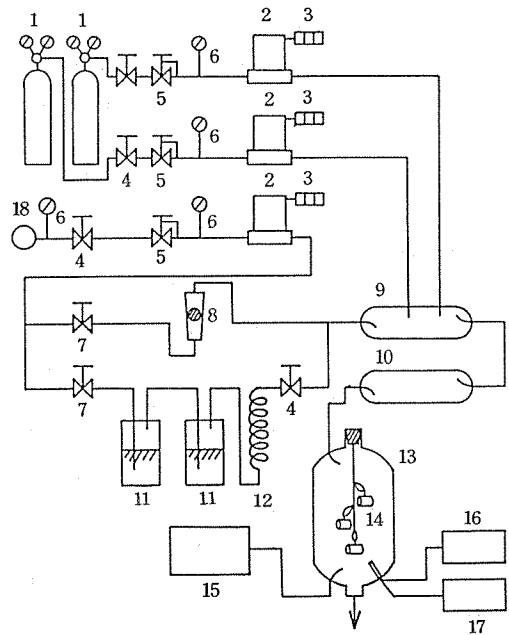


図-2 暴露チャンバー



- |           |             |
|-----------|-------------|
| 1 アクリル本体  | 2 プラスチック多孔板 |
| 3 テフロンリング | 4 捕集エレメント   |
| 5 酸化ろ紙    | 6 テフロン円板    |

図-1 NO, NO<sub>2</sub>同時測定用個人サンプラーの構造図



- |                            |                          |
|----------------------------|--------------------------|
| 1 NO, NO <sub>2</sub> 標準ガス | 10 バッファータンク              |
| 2 マスフローコントローラー             | 11 加湿タンク                 |
| 3 デジタルボルトメーター              | 12 スパイラル管                |
| 4 ストップバルブ                  | 13 暴露チャンバー               |
| 5 圧力調整器                    | 14 個人サンプラー               |
| 6 圧力ゲージ                    | 15 CLD-NO <sub>x</sub> 計 |
| 7 ニードルバルブ                  | 16 温度計                   |
| 8 流量計                      | 17 湿度計                   |
| 9 混合器                      | 18 精製空気                  |

図-3 実験装置の構成図

気のNO, NO<sub>2</sub>及びNO<sub>x</sub>濃度を化学発光式NO<sub>x</sub>計(MONITOR LABS社製MODEL-8440)を用いて測定した。また,加湿空気は蒸留水の入ったタンクにバブリングしながら通気した精製空気と通気しない精製空気(湿度12%)とを混合し,12~85%の所定湿度に調整した。暴露チャンパー内の温度と湿度については,それぞれ白金抵抗温度計及び静電容量湿度計によって連続した。

#### 2-4 試薬

トルエタノールアミン(TEA):和光純薬,特級

アセトン:和光純薬,特級

スルファニルアミド:和光純薬,特級

リン酸:和光純薬,特級

N-(1-ナフチル)エチレンジアミン二塩酸塩:  
和光純薬,特級

亜硝酸ナトリウム:和光純薬,特級

スルファニルアミド溶液:スルファニルアミド20g,  
リン酸50mlを水1ℓに溶かした溶液

NEDA溶液:N-(1-ナフチル)エチレンジアミン  
二塩酸塩0.7gを水1ℓに溶かした溶液

NO標準ガス:高千穂化学,化検特級

NO<sub>2</sub>標準ガス:高千穂化学

#### 2-5 分析方法

暴露チャンパー内で所定のNO, NO<sub>2</sub>濃度の試料空気に個人サンプラーを暴露後,個人サンプラーの両側からNO<sub>2</sub>及びNO<sub>x</sub>捕集エレメントを取り出し,それぞれを25mlの共栓付き試験管に移し,水8mlを加え,時折軽く振り混ぜながら30分間放置する。これらを2~6℃に冷却後,発色試薬(水1容,スルファニルアミド溶液1容及びNEDA溶液0.1容を加えた溶液)を2ml加え,冷却したまま30分間放置後,室温に戻し,波長545nmで吸光度を測定した。

#### 2-6 捕集速度及び捕集係数の求め方

本実験ではNO及びNO<sub>2</sub>濃度と測定値との関係を示す指標として捕集速度( $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ )及び捕集係数( $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$ )を用いた。

そこで,NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>及びNOの捕集の式は

$$x_{\text{NO}_2} = c_s \cdot v \cdot \frac{A_{\text{NO}_2} - A_0 \cdot \text{NO}_2}{A_s - A_0 \cdot S} \cdot 10^3 \cdot \frac{1}{t} \quad (1)$$

$$x_{\text{NO}_x} = c_s \cdot v \cdot \frac{A_{\text{NO}_x} - A_0 \cdot \text{NO}_x}{A_s - A_0 \cdot S} \cdot 10^3 \cdot \frac{1}{t} \quad (2)$$

$$x_{\text{NO}} = x_{\text{NO}_x} - x_{\text{NO}_2} \quad (3)$$

$c_s$ : NO<sub>2</sub><sup>-</sup>標準溶液濃度( $\mu\text{g}/\text{ml}$ )

$v$ :抽出液量(通常8ml)(ml)

$A_s$ :NO<sub>2</sub><sup>-</sup>標準溶液の吸光度

$A_0 \cdot S$ :NO<sub>2</sub><sup>-</sup>標準溶液の空試験吸光度

$A_{\text{NO}_2}, A_{\text{NO}_x}$ :NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>捕集エレメントの抽出液に対する吸光度

$A_0 \cdot \text{NO}_2, A_0 \cdot \text{NO}_x$ :NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>捕集エレメントの空試験吸光度

$t$ :暴露時間(min)

であるから,(1)(2)及び(3)式よりNO<sub>2</sub>及びNOの捕集係数の式は

$$a_{\text{NO}_2} = \frac{x_{\text{NO}_2}}{c_{\text{NO}_2}} \quad (4)$$

$$a_{\text{NO}} = \frac{x_{\text{NO}}}{c_{\text{NO}}} \quad (5)$$

$c_{\text{NO}_2}, c_{\text{NO}}$ :NO<sub>2</sub>, NO暴露濃度(ppb)

として求めた。

### 3. 実験及び結果

#### 3-1 湿度と捕集速度

常温においてチャンパー内のNO, NO<sub>2</sub>濃度及び湿度をそれぞれ102~305ppb, 92~275ppb及び12~85%の範囲で変えて個人サンプラーに対する暴露実験を行った。その結果,暴露濃度に対し,各湿度条件における捕集速度の測定結果を表-1に示した。また,捕集速度値と暴露濃度の関係を図-4に示した。

NO<sub>2</sub>暴露濃度92~275ppb及びNOの捕集速度はそれぞれ1.11~3.16 $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ , 1.11~3.24 $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ であるのに対して,湿度85%におけるNO<sub>2</sub>及びNOの捕集速度はそれぞれ1.63~4.32 $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ , 0.32~0.87 $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ であり,湿度が増加するとNO<sub>2</sub>の捕集速度は増加するが,逆にNOの方は減少する傾向を示した。また,NO及びNO<sub>2</sub>暴露濃度に対して,捕集速度

表-1 捕集速度の測定結果

暴露ガス	暴露濃度 (ppb)	捕集速度*( $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ )		
		湿度12%	湿度51%	湿度85%
1 NO <sub>x</sub>	397	4.35	4.14	2.50
	92	1.11	1.25	1.63
	305	3.24	2.89	0.87
2 NO <sub>2</sub>	386	4.25	4.49	3.66
	183	2.17	2.50	2.95
	203	2.08	1.99	0.71
3 NO	377	4.27	4.77	4.64
	275	3.16	3.73	4.32
	102	1.11	1.04	0.32

\* 平均値(試料数2)

は湿度が一定のとき、正比例の関係を示した。

### 3-2 湿度と捕集係数

暴露実験によって得られた捕集速度と(4), (5)式より捕集係数を求めた結果を表-2に示し、湿度と捕集係数の関係を図-5に示した。

湿度が12%におけるNO<sub>2</sub>及びNOの捕集係数はそれぞれ $1.15 \sim 1.21 \times 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$ ,  $1.02 \sim 1.06 \times 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$ の範囲の値であるのに対して、湿度が85%ではそれぞれ $1.57 \sim 1.77 \times 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$ ,  $0.285 \sim 0.350 \times 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$ の範囲の値であり、捕集速度と同様に湿度が増加するとNO<sub>2</sub>捕集係数は増加し、逆にNOの方は減少し、特に50%を超えると減少する傾向が大きいことが認められた。湿度とNO及びNO<sub>2</sub>の捕集係数との間にはそれぞれ次式の関係がみられた。

$$a_{\text{NO}_2} = \frac{x_{\text{NO}_2}}{c_{\text{NO}_2}} = 5.47 \times 10^{-5} \times \text{RH} + 1.107 \times 10^{-2} \quad (6)$$

$$a_{\text{NO}} = \frac{x_{\text{NO}}}{c_{\text{NO}}} = 10^{-(19411 - 2.631(\text{RH} - 90.4))} \quad (7)$$

### 3-3 屋外における暴露実験

屋外で個人サンプラーを使用し、暴露実験を行った。窒素酸化物質の低濃度及び高濃度汚染が予想される場所として横浜市内の一般環境測定局(A及び自動車排ガス測定局(B)において、それぞれザルツマン式NO<sub>x</sub>計1台と個人サンプラー3個による並行測定を行い、個人サンプラーによるNO、NO<sub>2</sub>捕集速度の測定値及びザルツマン式NO<sub>x</sub>計による測定期間中のNO、NO<sub>2</sub>の平均濃度値を求め、表-3に示した。更に、表-3の中に測定期間中の平均温湿度を併せて示した。なお、温湿度の測定値は横浜地方気象台の観測値を用いた。また、個人サンプ

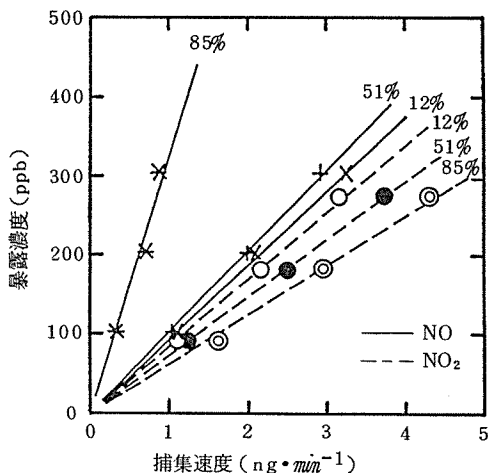


図-4 湿度を変えたときの捕集速度と暴露濃度の関係

表-2 捕集係数の計算結果

実験番号	暴露ガス	捕集係数( $\times 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$ )		
		湿度12%	湿度51%	湿度85%
1	NO <sub>2</sub>	1.21	1.36	1.77
	NO	1.06	0.948	0.285
2	NO <sub>2</sub>	1.19	1.37	1.61
	NO	1.02	0.980	0.350
3	NO <sub>2</sub>	1.15	1.36	1.57
	NO	1.09	1.02	0.314

ラーとザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値間における捕集速度値と濃度値との関係を図-6に示した。

測定局A, Bで、個人サンプラー3個により同時測定されたNO、NO<sub>2</sub>の捕集速度値をみると、NO及びNO<sub>2</sub>ともそれぞれの測定局のサンプラー間相互でほぼ同じような測定値が得られた。NO、NO<sub>2</sub>測定値は個人サンプラーとザルツマン式NO<sub>x</sub>計ともに測定局Bより測定局Aにおいて高い値を示した。次に、個人サンプラーとザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値間について回帰分析をするとNO及びNO<sub>2</sub>の相関係数がそれぞれ0.67, 0.96であり、NO、NO<sub>2</sub>ともに相関関係がみられ、回帰式は次式であった。

$$c_{\text{NO}_2} = 76 \cdot x_{\text{NO}_2} + 0.3 \quad (8)$$

$$c_{\text{NO}} = 134 \cdot x_{\text{NO}} + 9.1 \quad (9)$$

$c_{\text{NO}}, \text{NO}_2$  : ザルツマン式NO<sub>x</sub>計のNO, NO<sub>2</sub>測定濃度値(ppb)

$x_{\text{NO}}, \text{NO}_2$  : 個人サンプラーの捕集速度( $\text{ng} \cdot \text{min}^{-1}$ )

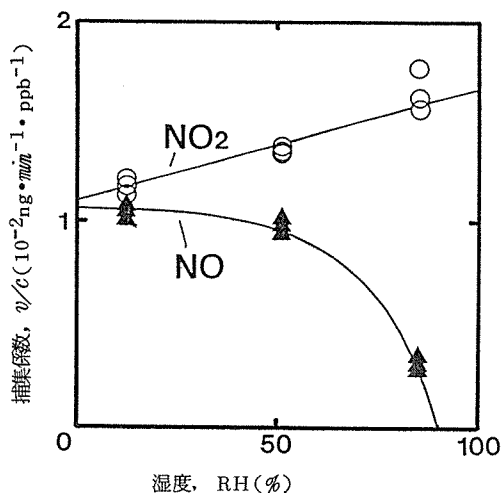


図-5 湿度と捕集係数の関係

表-3 屋外におけるNO, NO<sub>2</sub> 捕集速度の測定結果

測定地点*	測定期間	個人サンプラー (ng・min <sup>-1</sup> )								ザルツマン式** NO <sub>x</sub> 計(ppb)		温度** (°C)	湿度** (%)
		1		2		3		平均		NO <sub>2</sub>	NO		
		NO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO				
A	3.16-17	1.01	1.57	1.04	1.42	1.01	1.57	1.02	1.52	66	183	14.4	73
	18-19	0.73	2.08	0.72	2.29	0.75	2.34	0.73	2.24	69	283	8.1	68
	23-24	0.88	0.99	0.92	0.74	0.88	0.90	0.89	0.88	67	168	13.2	65
	25-26	0.54	2.45	0.59	2.25	0.56	2.26	0.56	2.32	83	289	6.2	34
	3.31-4.1	0.82	0.94	0.82	0.98	0.85	0.83	0.83	0.92	74	209	14.7	74
	4. 1-2	0.71	0.72	0.70	0.90	0.70	0.91	0.70	0.84	74	152	11.7	50
	2-3	0.51	0.29	0.52	0.25	0.54	0.27	0.52	0.27	48	72	11.8	80
	5-6	0.62	0.96	0.62	0.96	0.62	0.96	0.62	0.96	78	152	9.0	40
	6-7	0.63	0.78	0.69	0.77	0.68	0.79	0.67	0.78	67	167	11.7	59
	B	3.16-17	0.72	0.03	0.67	0.03	0.74	0.03	0.71	0.03	31	11	14.4
17-18		0.59	0.22	0.49	0.30	0.49	0.22	0.52	0.25	27	4	10.2	57
18-19		0.54	0.01	0.50	0.08	0.60	0.08	0.55	0.06	30	5	8.1	68
19-20		0.58	0.19	0.66	0.04	0.58	0.16	0.61	0.13	37	17	8.1	41
23-24		0.73	0.20	0.80	0.06	0.71	0.19	0.75	0.15	39	37	13.2	65
24-25		0.52	0.11	0.52	0.02	0.58	0.01	0.54	0.05	22	2	11.2	63
25-26		0.31	0.05	0.32	0.07	0.32	0.06	0.32	0.06	27	4	6.2	34
26-27		0.27	0.06	0.32	0.04	0.33	0.01	0.31	0.04	27	4	6.6	33
29-30		0.65	0.18	0.62	0.29	0.62	0.36	0.63	0.28	48	46	8.2	49
30-31		0.20	0.09	0.25	0.05	0.18	0.12	0.21	0.09	12	2	12.7	59
3.31-4.1		0.42	0.00	0.53	0.00	0.49	0.12	0.48	0.04	29	4	14.7	74
4. 1-2		0.39	0.10	0.37	0.10	0.40	0.06	0.39	0.09	23	2	11.7	50
5-6		0.37	0.21	0.44	0.06	0.38	0.16	0.40	0.14	34	21	9.0	40
6-7	0.61	0.11	0.60	0.00	0.50	0.19	0.57	0.10	27	16	11.7	59	

\* A：一般環境測定局，B：自動車排ガス測定局

\*\* 測定期間中の平均値

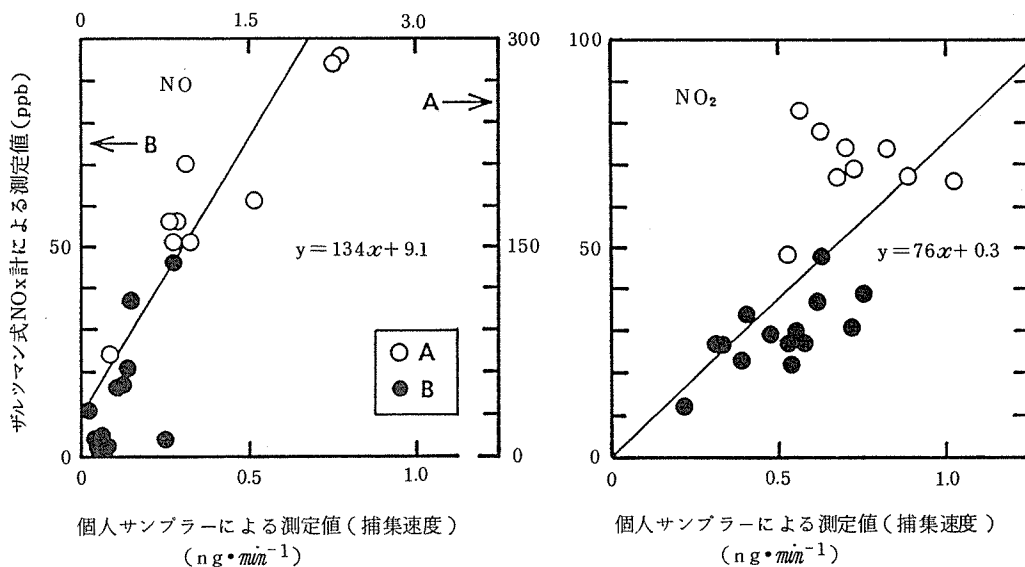


図-6 個人サンプラーとザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値間における捕集速度値と濃度値との関係

## 4. 考 察

### 4-1 濃度換算と温湿度補正

個人サンプラーによるNO, NO<sub>2</sub>測定値, すなわち捕集速度の値は, 温湿度が一定であれば, 暴露濃度に正比例することは3-1でのべた実験結果により明らかである。したがって, 捕集速度からの濃度換算は次式によって求められる。

$$c_{\text{NO}, \text{NO}_2} = \beta_{\text{NO}, \text{NO}_2} \times v_{\text{NO}, \text{NO}_2} \quad (10)$$

$$c_{\text{NO}, \text{NO}_2} : \text{NO, NO}_2 \text{ 濃度 (ppb)}$$

$$\beta_{\text{NO}, \text{NO}_2} : \text{NO, NO}_2 \text{ 濃度換算係数} \\ (\text{ng}^{-1} \cdot \text{min} \cdot \text{ppb})$$

$$v_{\text{NO}, \text{NO}_2} : \text{NO, NO}_2 \text{ 捕集速度 (ng} \cdot \text{min}^{-1}\text{)}$$

本実験において捕集速度は湿度の影響を受けることが明らかであり, この湿度影響についてはTEAろ紙を用いたNO<sub>2</sub>簡易測定器による暴露実験で, 日本環境衛生センター<sup>2)</sup>や柳沢<sup>3)</sup>らによっても指摘されている。したがって, 個人サンプラーの測定値は湿度影響を考慮する必要がある。そこで, 湿度補正する場合, 本実験の結果よりNO及びNO<sub>2</sub>捕集速度と湿度との間には(6), (7)式の関係が認められることから, 次式の濃度換算係数が導かれ, これにより湿度補正をした濃度計算ができる。

$$\beta_{\text{NO}_2 \cdot \text{RH}} = \frac{1}{\alpha_{\text{NO}_2}} = \frac{1.86 \times 10^4}{\text{RH} + 206} \quad (11)$$

$$\beta_{\text{NO} \cdot \text{RH}} = \frac{1}{\alpha_{\text{NO}}} = 10.19411 - 2.63 / (\text{RH} - 90.4) \quad (12)$$

ここで, (10)式により導かれる湿度補正の濃度換算係数は図-5及び(12)式よりわかるように湿度が90.4%以上では湿度補正ができないことになる。湿度が高いときにNO<sub>2</sub>捕集部ではTEAによるNO<sub>2</sub>捕集量が增加し, NO捕集部ではNOの酸化によって得られるNO<sub>2</sub>があり, NO<sub>2</sub>捕集量は増加するものと予想された。しかし, 本実験では, 湿度が高くなるとNO捕集部のNO<sub>2</sub>捕集量は減少する傾向を示した。このことは, NOの酸化剤として使用している重クロム酸ナトリウムの酸化効力は湿度条件によって変化し, 特に高湿度によって著しく影響されるものと考えられた。しかしながら, (12)式より計算すると湿度70%以下ではほぼ一定のNO酸化率であるとみなすことができ, これはRipley<sup>5)</sup>らが湿度15~75%の範囲で一定のNO酸化率であることを報告している事実と符合する。したがって, 個人サンプラーによるNO測定に関しては, NO酸化率があまり変化しないような湿度において使用する配慮が必要であり, 湿度が80%以下であれば, 実用上十分に使用できるものと思われる。

更に, 温度の影響を考慮して濃度換算する場合に, 捕

集速度が拡散係数に比例し, この拡散係数は絶対温度の1.5乗に比例することから温湿度補正における濃度換算係数は次式により求められる。

$$\beta_{\text{NO}, \text{NO}_2 \cdot \text{RH}} = \beta_{\text{NO}, \text{NO}_2 \cdot \text{RH}} \times \left( \frac{293}{273 + \theta} \right)^{1.5} \quad (13)$$

$$\theta : \text{温度 (}^\circ\text{C)}$$

### 4-2 屋外測定における濃度換算

個人サンプラーを用いた屋外測定において, 温湿度を考慮した濃度換算値は4-1でのべた(8)~(13)式を用いることにより計算ができる。温湿度条件として, 試料空気が常温乾燥状態の温湿度(20°C, 0%), 年平均値に近い温湿度(20°C, 70%)及び測定期間中の温湿度観測値のそれぞれの値を用い, 表-3に示した捕集速度値のうち平均値を温湿度補正した濃度換算値が表-4である。また, 個人サンプラーとザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値間における散布図を図-7に示した。NO<sub>2</sub>測定値については, 著者らの実験によると個人サンプラーの測定誤差は±3ppb/dayである。したがって, 本実験における個人サンプラーとザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値間には, それぞれ捕集速度値と濃度値について(8)式の関係がみられるが, 切片0.3ppb/dayは測定誤差の上から無視しうる値であり, (8)式は原点を通る直線回帰として考えることができる。NO測定値については, (9)式において切片9.1ppb/dayは測定誤差±3ppb/dayより大きい値であることから無視しえないと考えられる。また, ザルツマン式NO<sub>x</sub>計のNO測定値は, NO<sub>2</sub>共存下での測定では常にNO<sub>2</sub>濃度の8~10%相当の正の指示値誤差を持つことが判っている<sup>6), 7)</sup>ことから原点を通らない直線回帰式として考えられる。そこで, 図-7に示した個人サンプラーの濃度換算値とザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定濃度値の関係においてNO<sub>2</sub>は原点を通り, NOは原点を通らない直線回帰式として計算を行い, NO及びNO<sub>2</sub>のそれぞれ回帰式を図-7中に併せて示した。

表-4及び図-7に示した濃度換算値は温湿度補正した値であり。各温湿度条件における個人サンプラーの濃度換算値とザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値との関係を比較するとNO<sub>2</sub>測定値では, 回帰式の傾きが20°C0%, 20°C70%及び観測値の各温湿度条件においてそれぞれ0.85, 1.14, 1.06であり, 温湿度補正に対して観測値を用いた値がザルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値に最も近く, また(1)20°C0%及び(2)20°C70%により温湿度補正した値はそれぞれザルツマン計の測定値より(1)では14~15%大きく, (2)では逆に14~15%小さかった。更に, NO測定値では, 回帰式の傾きがそれぞれ1.44, 1.14, 1.16であり, 観測値及び20°C70%で温湿度補正した値がザ

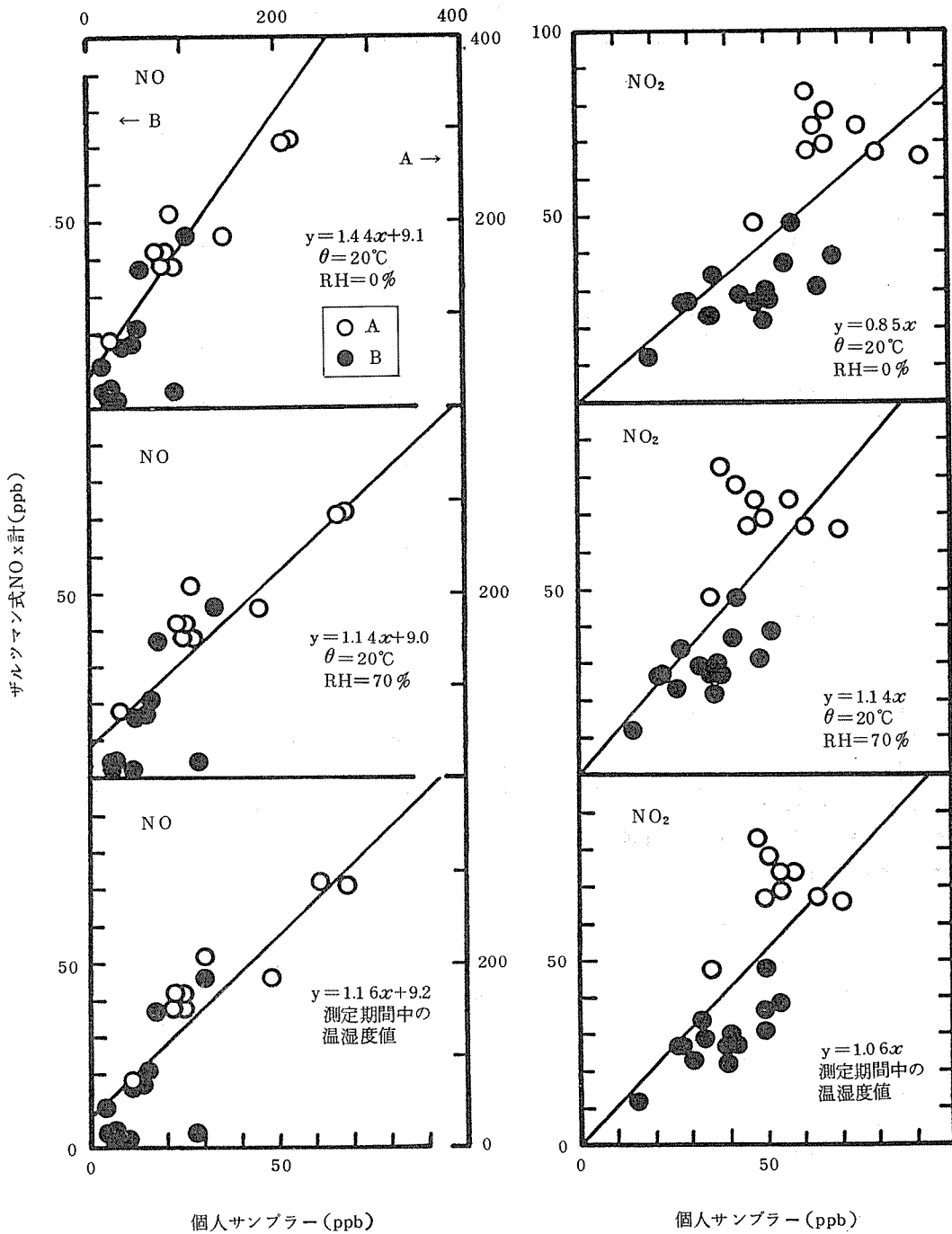


図-7 各温湿度条件における個人サンプラーとザルツマン式NOx計の測定値間の散布図

表-4 個人サンプラーを用いた屋外のNO, NO<sub>2</sub> 濃度  
測定値に対する温湿度補正の計算結果

測定地点*	測定番号	個人サンプラー (ppb)						ザルツマン式**	
		温度20℃ 湿度0%		温度20℃ 湿度70%		観測温湿度値**		NOx計(ppb)	
		NO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO
A	1	92	142	69	179	70	193	66	183
	2	66	209	49	263	53	273	69	283
	3	80	82	60	103	63	101	67	168
	4	51	217	38	273	47	242	83	289
	5	75	86	56	108	57	119	74	209
	6	63	78	47	99	53	89	74	152
	7	47	25	35	32	35	44	48	72
	8	56	90	42	113	50	100	78	152
	9	61	73	45	92	49	86	67	167
B	1	64	3	48	4	49	4	31	11
	2	47	23	35	29	39	28	27	4
	3	50	6	37	7	40	7	30	5
	4	55	12	41	15	49	14	37	17
	5	68	14	51	18	53	17	39	37
	6	49	5	36	6	39	6	22	2
	7	29	6	22	7	27	6	27	4
	8	28	4	21	5	26	4	27	4
	9	57	26	42	33	49	30	48	46
	10	19	8	14	11	15	10	12	2
	11	43	4	32	5	33	5	29	4
	12	35	8	26	11	30	10	23	2
	13	36	13	27	16	32	15	34	21
	14	51	9	38	12	42	11	27	16

\* A:一般環境測定局, B:自動車排ガス測定局

\*\* 測定期間中の平均値

ルツマン式NO<sub>x</sub>計の測定値より共に15%ほど小さかった。また20℃0%での値はザルツマン式NO<sub>x</sub>計の値より45%ほど小さく、最も一致性が悪かった。したがって、個人サンプラーを用いた測定で、NO, NO<sub>2</sub> 測定値ともに温湿度補正を適切に行うためには、同時に温湿度を測定しない場合は、便宜上測定地域における温湿度の年平均値を調べ、この値により温湿度補正することが可能である。この場合、気温5~35℃、湿度35~75%の範囲において、(10)~(13)式によりNO及びNO<sub>2</sub>の濃度換算値に対する測定誤差は±20%以内におさえられることが判った。

## 5. まとめ

暴露チャンパー及び屋外環境中でNO, NO<sub>2</sub> を測定し、NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーにおける測定値と温湿度の関係を調べ、測定値に対する温湿度補正について検討した結果、次のようなことが判った。

1) NO, NO<sub>2</sub> 捕集係数(捕集速度  $v_{ng} \cdot \text{ppb}^{-1} / \text{暴露濃度 } c_{\text{ppb}}$ )と湿度(RH)の間にはそれぞれ次式の関係があった。

$$x_{\text{NO}} / c_{\text{NO}} = 10^{-(1.9411 - 2.631(\text{RH} - 90.4))}$$

$$\text{ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$$

$$x_{\text{NO}_2} / c_{\text{NO}_2} = 5.47 \times 10^{-5} \times \text{RH} + 1.107 \times 10^{-2}$$

$$\text{ng} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{ppb}^{-1}$$

2) NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーによって屋外環境大気のNO, NO<sub>2</sub> を測定し、(13)式の濃度換算係数を用いて、温湿度補正するとサンプラーの測定値はザルツマンNO<sub>x</sub>計とほぼ同値となった。

3) NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーの測定値は(13)式の濃度換算係数を用いて温湿度補正すると濃度換算値における測定精度が向上することが判った。しかし、NO測定に関しては湿度が75%以下での使用が望ましく、90%以上での使用が困難であることが判った。

4) 通常、NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラーで測

定するとき、温湿度が測定されていなくても、気温5～35℃、湿度35～75%の範囲に温湿度があれば、測定誤差を±20%以内におさえ、NO、NO<sub>2</sub>濃度の算出ができることが判った。

#### 文 献

- 1) 前田裕行, 平野耕一郎: NO, NO<sub>2</sub> 同時測定用個人サンプラー, 横浜市公害研究所報第6号, 23-33 (1981).
- 2) 日本環境衛生センター: 環境大気調査バッジ型二酸化窒素簡易測定器の検討, 昭和54年度環境庁委託業務結果報告書, (1980).
- 3) 柳沢幸雄, 西村肇: 生活環境中濃度測定用NO<sub>2</sub> パーソナルサンプラー, 大気汚染学会誌, 15(8), 316-323(1980).

4) 中山稔夫, 矢田部照夫: NO<sub>2</sub> 簡易測定法の測定精度の検討-風洞を用いた風速の影響-, 大気汚染学会誌, 17(1), 1-9(1982).

5) Ripley. D.L., J.M.Clingelpeel and R.W. Hurn: Continuous Determination of nitrogen oxides in air and exhaust gases. *Int. J. Air Water Poll.*, 8, 455-463(1964).

6) 日本工業標準調査会: 大気中の窒素酸化物自動計測器JIS B 7953-1981.

7) 平野耕一郎: 窒素酸化物自動計測器の測定精度の研究, 横浜市公害研究所報第7号, 33-38(1982).



# アンダーセンサンプラーによって得られた浮遊粉 じんの粒度分布の作図法の改良

## — spline 関数による補間 —

鈴木正雄\*

### 要 旨

アンダーセンサンプラーにより浮遊粉じんを粒度別に捕集した結果を用いて粒度分布曲線を作図する方法にはいくつかの方法がある。その中で Mizohata らの方法は、粒度分布の特徴をよく表現でき、また、式の計算過程も簡潔で、最も有効な方法と考えられる。しかし、Mizohata らの方法は曲線を求める際、粒径の最小値と最大値をある値に固定しており、粉じん試料によっては予期しない形の粒度分布が描かれる可能性がある。そこで、Mizohata らの方法に spline 関数の性質を応用し、各粉じん試料によって粒径の最小値と最大値を変化させ、最も歪みの小さい粒度分布曲線を描くための最適条件を求める方法を検討した。

### 1. はじめに

大気中の浮遊粒子状物質の環境基準は、浮遊粉じんのうち、粒子の直径（粒径） $10\mu\text{m}$  以下のものについて定められている。これは、粉じん粒子の大気中での挙動が粒径によって大きく異なり、粉じん粒子の肺への沈着率も粒子の大きさによって異なるためである。したがって、粒子状物質を評価するには、濃度のみでなく、各粒径における粉じんの割合（粒度分布）をも把握する必要がある。

粒度分布を測定する機器は様々なものがあるが、大気汚染の分野で多く使用されているものにアンダーセンサンプラー<sup>1)</sup>がある。アンダーセンサンプラーは浮遊粉じんを粒径別に数段に分けて捕集し、各段で捕集された粉じん量から粒度分布の様子を知ることができる。しかし、アンダーセンサンプラーによって得られた情報は離散量である。一方、粒子の挙動を表現するには連続した関数の方が扱いやすい。そのため、離散量を連続量に変換する必要があり、その方法がいくつか報告されている<sup>2)~5)</sup>。これらの方法の中で Mizohata らの方法<sup>3)</sup>は計算の過程が簡潔で、粒度分布の特徴も最も適切に表現できる方法であると考えられる。しかし、Mizohata らの方法は粒度分布曲線を描く際の条件についてまだ若干の改良

されるべき点を残している。そこで、Mizohata らの方法に新たな条件を加え、より一般性の高い粒度分布曲線の作図方法を検討した。

### 2. アンダーセンサンプラーによる粉じん粒子の捕集原理

アンダーセンサンプラー<sup>1)</sup>は数段の分級ステージと、バックアップフィルターから構成されており、さらに分級ステージは数百の細孔をあけた粉じん粒子加速用の金属板と、そのすぐ後に配置された捕集プレートとからなっている。図1はアンダーセンサンプラーの構造の概略を示したものである。

粉じん粒子の捕集原理は、粉じん粒子がサンプラー内を空気とともに流れる際の慣性力の違いを利用している。大気の採取にともない、粉じん粒子は空気とともに分級ステージの細孔を通過し、さらに空気の流れは捕集プレートによって大きく曲げられる。しかし、粒径の大きい粒子は慣性力が大きいため、空気の流れの方向の変化に追従できず、ある粒径以上の粒子は捕集プレートに衝突し捕集される。このように、各捕集プレートで捕集される粒子の捕集効率は細孔を流れる空気の速さに依存して

Improved method of curve fitting by spline function for size-distribution of suspended particulates by Andersen sampler

\*Masao Suzuki, 横浜市公害研究所大気部門

表-1 アンダーセンサンプラーの仕様(ダイレック AN-200)

段	孔の粒径 (mm)	孔の数	ジェット velocity (m/s)	50%捕集径 ( $\mu\text{m}$ )	レイノルズ数	各段の静圧 (mmHg)
0	1.18	800	0.54	9.99	42	760
1	1.18	400	1.08	7.04	83	760
2	0.90	400	1.85	4.66	109	760
3	0.70	400	3.06	3.17	141	760
4	0.53	400	5.35	2.06	186	760
5	0.35	400	12.3	1.07	281	759
6	0.25	400	24.0	0.62	393	758
7	0.25	216	44.5	0.43	729	749

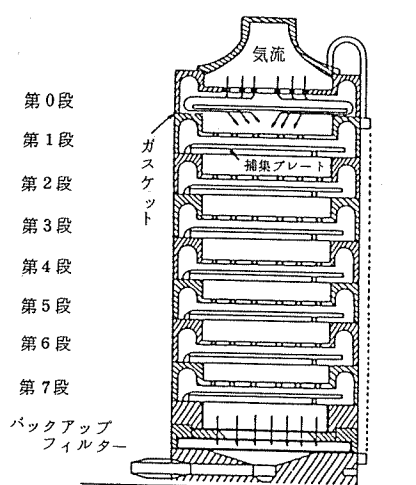


図-1 アンダーセンサンプラーの構造

おり、細孔の大きさと数によって決められる<sup>6), 7)</sup>。通常、ある粒径を持つ粒子が、ある分級ステージで50%捕集されるとき、その粒径を50%捕集径と呼び、その分級ステージの捕集特性としている。

表-1は当研究所で使用しているアンダーセンサンプラーの仕様と50%捕集径を示したものである。

### 3. 粒度分布曲線の一般的作図方法

アンダーセンサンプラーによる浮遊粉じんの測定結果を用いて粒度分布曲線を描くには、通常次の手順で行われる<sup>2)</sup>。

① 各分級ステージで捕集される粒子の限界粒径(50%捕集径)を求める。さらに、バックアップフィルターで捕集される粒子の最小粒径とサンプラーの第1段目の分級ステージに捕集される粒子の最大粒径を仮に決めて

おく。

② バックアップフィルター、および、各分級ステージで捕集された粉じん量を粒径の小さい方から累積し、各ステージまでの累積濃度を求める。

③ 各ステージについて、50%捕集径の対数値を横軸に、累積値をたて軸にとりプロットする。

④ これらの点をなめらかな曲線で結び、累積濃度曲線とする。

⑤ 累積濃度曲線を粒径の対数値で微分し、粒度分布曲線を求める。

以上の手順のうち、最も簡単な累積濃度曲線の求め方は、自在定規(spline)を用いて描く方法である。また、粒度分布曲線は累積濃度曲線の任意の点について、曲線の変化率を定規で計測することによって得られる。しかし、この方法は人手を介するため、主観的要素が入り、再現性が良好とはいえない。特に、粒度分布曲線を求める際、微分という操作が入り、微分によって誤差が増幅され、予期せぬ粒度分布曲線となる可能性がある。したがって、良好な再現性を得るには、プロットした10個の点を通る累積濃度曲線を、一義的に定められる教式(補間式)で表現する必要がある。

累積濃度曲線を補間式で表現する方法として、穂坂の曲線合成理論<sup>8)</sup>を用いたMizohataらの方法<sup>3)</sup>、一般的な補間式であるLagrangeの式を用いる方法<sup>4)</sup>また浮遊粉じんの粒度分布の一部が対数正規分布によくあてはまることから二つの対数正規分布曲線を重ね合わせて表現する方法<sup>5)</sup>などがある。これらの方法の中で、Mizohataらの方法は粉じんの粒度分布の持つ性質をうまく表現できること、計算手順が簡潔であること、粉じん測定の際の偶然誤差が曲線の作図へ与える影響を把握できること、対数正規分布からはずれた場合でも柔軟

に対応できることなど、多くの特長を有しており、粒度分布の作図には最も適している方法と考えられる。

一方、最近多くの分野で用いられている補間式として spline 関数がある。spline 関数は、与えられた点と点の間を低次の奇関数で補間し、かつ奇関数が連続となるように定義される。また、spline 関数はすべての補間式の中で最も滑らかな曲線であるという性質をもち、3次の spline 関数がよく用いられている。穂坂の曲線合成理論で定義される関数は spline 関数を抱括し、より一般化したものであるが、Mizohata らが用いた式は穂坂による関数のうち spline 関数に相当している。したがって Mizohata らの方法について spline 関数の視点から評価することができ、さらに spline 関数の性質を応用することにより一般的な作図方法を検討することができる。

#### 4. Mizohata らの方法による作図

図-2のように粉じん粒子の最小粒径、すなわち、バックアップフィルターで捕集される粒子の最小粒径を  $D_0$ 、最大粒径を  $D_9$  とし、アンダーセンサンプラーの各ステージの50%捕集径を  $D_i$  ( $i=1, \dots, 8$ ) とする。また、バックアップフィルターおよび各ステージで捕集された粉じんの累積濃度 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を  $G_i$  ( $i=1, \dots, 9$ ) とする。

穂坂の曲線の合成理論<sup>8)</sup>によれば隣接した2点 ( $D_{i-1}$ ,  $G_{i-1}$ ), ( $D_i$ ,  $G_i$ ) の間の補間式  $G(D)$  は2点における  $G(D)$  の1次微分値  $G_{i-1}^{(1)}$ ,  $G_i^{(1)}$  とパラメータ  $u$  ( $0 \leq u \leq 1$ ) を用いて表すことができる。さらに区間 ( $D_{i-1}$ ,  $D_i$ ) と ( $D_i$ ,  $D_{i+1}$ ) の接合点  $D_i$  で曲線が連続性を保つには、上記の各々の区間を表す二つの補間式について点 ( $D_i$ ,  $G_i$ ) における1次微分の値  $G_i^{(1)}$  と2次微分値  $G_i^{(2)}$  が等しくなるようにすればよい。

これを累積濃度曲線にあってはめると、区間 ( $D_{i-1}$ ,  $D_i$ ) の間の補間式は

$$G(D) = G_{i-1} + (G_i - G_{i-1})u^2(3-2u) + \{G_{i-1}^{(1)}u(u-1)^2 + G_i^{(1)}u^2(u-1)\}l_i \dots\dots(1)$$

となる。ただし、

$$u = \log(D/D_{i-1})/l_i, \quad l_i = \log(D_i/D_{i-1})$$

である。

$G(D)$  が既知ならば粒度分布曲線  $F(D)$  は  $G(D)$  を  $\log D$  で微分し、

$$F(D) = dG(D)/d(\log D) = \frac{6(G_i - G_{i-1})u(1-u)}{l_i} + G_{i-1}^{(1)}(3u-1)(u-1) + G_i^{(1)}u(3u-2) \dots\dots(2)$$

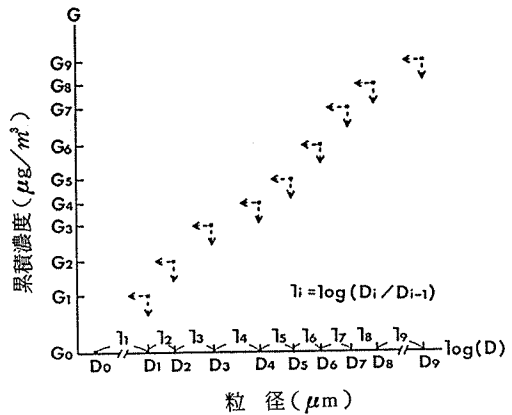


図-2 累積濃度曲線の作図における各分級ステージの50%捕集径と累積濃度との関係

と表わすことができる。

ところで式(1), (2)で  $G_i^{(1)}$  の値が必要であるが、 $G_i^{(1)}$  の値は、曲線の合成の際の条件  $G_i^{(1)}$ ,  $G_{i+1}^{(2)}$  の値が各接合点で等しいという条件から求めることができる。すなわち累積濃度曲線  $G(D)$  の二次導関数  $H(D)$  は

$$H(D) = \frac{d^2G(D)}{d(\log D)^2} = \frac{dF(D)}{d(\log D)} = \left\{ \frac{6(G_i - G_{i-1})(1-2u)}{l_i} + G_{i-1}^{(1)}(6u-4) + G_i^{(1)}(6u-2) \right\} \frac{1}{l_i} \dots\dots(3)$$

で表わされ、ある接合点  $D_i$  における  $H(D_i)$  の値について、区間 ( $D_{i-1}$ ,  $D_i$ ) の補間式による  $H(D_i)$  の値 ( $u=1$ ) と区間 ( $D_i$ ,  $D_{i+1}$ ) の補間式による  $H(D_i)$  の値 ( $u=0$ ) の値は等しいので、

$$H(D_i) = \left\{ \frac{6(G_i - G_{i-1})}{l_i} + 2G_{i-1}^{(1)} + 4G_i^{(1)} \right\} \frac{1}{l_i} = \left\{ \frac{6(G_{i+1} - G_i)}{l_{i+1}} - 4G_i^{(1)} - 2G_{i+1}^{(1)} \right\} \frac{1}{l_{i+1}}$$

となり、これより漸化式

$$\frac{G_{i-1}^{(1)}}{l_i} + 2\left(\frac{1}{l_i} + \frac{1}{l_{i+1}}\right)G_i^{(1)} + \frac{G_{i+1}^{(1)}}{l_{i+1}} = 3\left(\frac{G_i - G_{i-1}}{l_i^2} + \frac{G_{i+1} - G_i}{l_{i+1}^2}\right) \dots\dots(4)$$

を得る。この関係は8個の各接合点で成立するので、次の連立一次方程式が成立する。行列を用いて表わすと



ある。前にも述べたように  $G_0^{(1)} = G_0^{(1)} = 0$  の条件はシグモイド曲線の仮定から、また、 $G_0^{(2)} = G_0^{(2)} = 0$  の条件は、粒度分布曲線が対数正規分布と同様に  $F(D)$  の値が徐々に 0 に漸近するという仮定にもとづいている。

以下に上記の固定条件と自然条件を同時に満たす  $D_0$ 、 $D_9$  の値の求め方を述べる。

$G_0^{(2)} = 0$  という仮定により、 $D_0$  における式(3)の値は ( $i=1, u=0$ )

$$H(D_0) = \left\{ \frac{6(G_1 - G_0)}{l_1} - 4G_0^{(1)} - 2G_1^{(1)} \right\} \frac{1}{l_1} = 0$$

$$\frac{2G_0^{(1)}}{l_1} + \frac{G_1^{(1)}}{l_1} = \frac{3(G_1 - G_0)}{l_1^2} \quad \dots\dots\dots (10)$$

$D_9$  においても同様に ( $i=9, u=1$ )

$$\frac{G_8^{(1)}}{l_9} + \frac{2G_9^{(1)}}{l_9} = \frac{3(G_9 - G_8)}{l_9^2} \quad \dots\dots\dots (10')$$

これらの式を式(5)に含め、新たな方程式を作ると、

$$\begin{pmatrix} \frac{2}{l_1} & \frac{1}{l_1} & 0 \\ \frac{1}{l_1} & \frac{2}{l_1} + \frac{2}{l_2} & \frac{1}{l_2} & 0 \\ 0 & \frac{1}{l_2} & \frac{2}{l_2} + \frac{2}{l_3} & \frac{1}{l_3} & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & \frac{1}{l_8} & \frac{2}{l_8} + \frac{2}{l_9} & \frac{1}{l_9} \\ 0 & \frac{1}{l_9} & \frac{2}{l_9} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} G_0^{(1)} \\ G_1^{(1)} \\ G_2^{(1)} \\ \dots \\ G_8^{(1)} \\ G_9^{(1)} \end{pmatrix}$$

$$= \begin{pmatrix} \frac{3}{l_1^2} & 0 \\ \frac{3}{l_1^2} & \frac{3}{l_2^2} & 0 \\ 0 & \frac{3}{l_2^2} & \frac{3}{l_3^2} & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & \frac{3}{l_8^2} & \frac{3}{l_9^2} \\ 0 & \frac{3}{l_9^2} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} G_1 - G_0 \\ G_2 - G_1 \\ G_3 - G_2 \\ \dots \\ G_8 - G_7 \\ G_9 - G_8 \end{pmatrix} \quad \dots\dots\dots (11)$$

を得る。 $D_0$  および  $D_9$  の値は、 $D_0, D_9$  を適当に変化させ、そのときの方程式を解いて得られる  $G_0^{(1)}, G_9^{(1)}$  の値が 0 となるときの値を選択すればよい。このような  $D_0, D_9$  は以下の方法によって求めることができる。仮に、 $D_0$  の初期値を  $x_1$  とする。もしこのとき、 $G_0^{(1)} =$

0,  $G_0^{(2)} = 0$  が成り立つとすれば式(10)は

$$l_1 = \frac{3(G_1 - G_0)}{G_1^{(1)}}$$

$l_1 = \log x_1 - \log D_1$  により

$$\log x_1 = \log D_1 - \frac{3(G_1 - G_0)}{G_1^{(1)}} \quad \dots\dots\dots (12)$$

となる。ここで  $G_1^{(1)}$  は式(1)を解いて求めた値である。しかし、 $G_0^{(1)} \neq 0$  ならば、この式によって求められる  $x_1$  ( $x_2$  とおきかえる) の値は初期値  $x_1$  と異なった値である。ところで、 $x_1$  を用いて式(1)を解いた  $G_1^{(1)}$  の値と  $x_1$  のかわりに  $x_2$  を用いて式(1)を解いた  $G_1^{(1)}$  の値は Mizohata らの考察からあまり変わらず最終的に求められる  $D_0$  のときの  $G_1^{(1)}$  の値とも近い値である。これは式(12)において求めた  $x_2$  の値は  $x_1$  より  $D_0$  に近くなることを示している。そこで次に  $x_1$  のかわりに式(12)から求めた  $x_2$  を用いて方程式(12)を解き、求めた  $G_1^{(1)}$  からさらに  $D_0$  に近い値  $x_3$  を求める。これをある収束条件(たとえば  $|G_0^{(1)}| \leq 0.001$ ) を満足するまで繰り返せば  $D_0$  が求められる。 $D_9$  についても同様に、

$$\log x = \log D_8 + \frac{3(G_9 - G_8)}{G_8^{(1)}}$$

となり、この式と収束条件から  $D_9$  を求めることができる。

通常の計算では、 $D_0$  と  $D_9$  の値は同時に変化させ、いずれの収束条件をも満足するとき、計算を終了させる。

## 6. 改良法による作図例

Mizohata らの方法と改良法とを比較するため、一定の幾何平均値 ( $\mu_g$ ) と幾何標準偏差 ( $\sigma_g$ ) を持つ二つの対数正規分布を重ね合わせ、粒度分布曲線(以下正規粒度分布曲線という)とし、これをそれぞれの方法で作図した。正規粒度分布曲線に用いた対数正規分布は微小粒径側を  $\mu_g = 0.5 \mu m$ 、 $\sigma_g = 1.8 \mu m$ 、粗大粒径側を  $\mu_g = 5 \mu m$ 、 $\sigma_g = 1.8 \mu m$  とし、各対数正規分布の累積粉じん濃度はいずれも  $50 \mu g/m^3$  (総粉じん濃度は  $100 \mu g/m^3$ ) とした。また、作図はこのような正規粒度分布を持つ粉じんがアンダーセンサンプラーによって捕集された場合の各分級ステージでの粉じん濃度を求め、この値にもとづいて行なった。得られた累積濃度曲線、粒度分布曲線を図-3、図-4に示す。なお、Mizohata らの方法については  $D_0 = 0.2 \mu m$ 、 $D_9 = 15 \mu m$  とした場合、および  $D_0 = 0.05 \mu m$ 、 $D_9 = 100 \mu m$  の場合の二通りについて作図した。前者は曲線に大きなゆがみを持たせた場

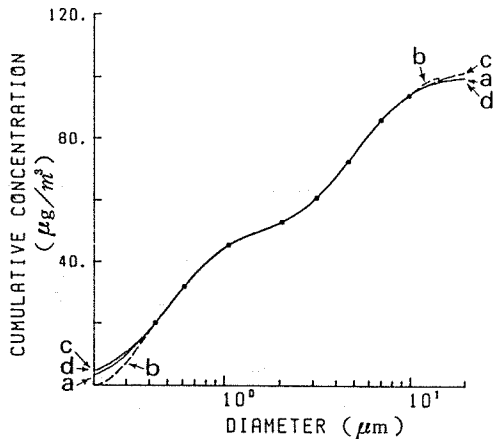


図-3 Mizohataらの方法と改良法による累積濃度曲線

- a 正規粒度分布曲線
- - - - b Mizohataらの方法 ( $D_0=0.2\mu\text{m}$ ,  $D_9=15\mu\text{m}$ )
- ..... c Mizohataらの方法 ( $D_0=0.05\mu\text{m}$ ,  $D_9=100\mu\text{m}$ )
- · - · d 改良法 ( $D_0=0.0622\mu\text{m}$ ,  $D_9=28.2\mu\text{m}$ )

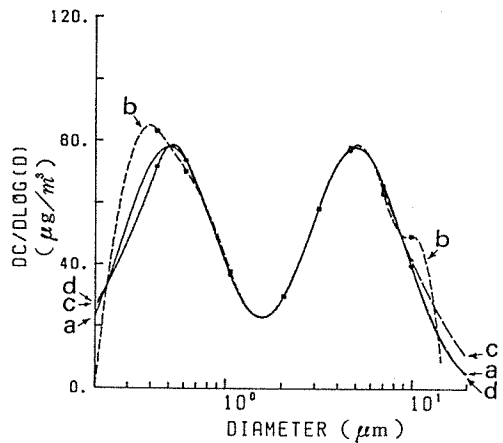


図-4 Mizohataらの方法と改良法による粒度分布曲線

- a 正規粒度分布曲線
- - - - b Mizohataらの方法 ( $D_0=0.2\mu\text{m}$ ,  $D_9=15\mu\text{m}$ )
- ..... c Mizohataらの方法 ( $D_0=0.05\mu\text{m}$ ,  $D_9=100\mu\text{m}$ )
- · - · d 改良法 ( $D_0=0.0622\mu\text{m}$ ,  $D_9=28.2\mu\text{m}$ )

合の曲線であり、後者はMizohataらの報告中で用いられている値による曲線である。

図-4において各方法による粒度分布曲線の違いを比較すると、 $D_0=0.2\mu\text{m}$ ,  $D_9=15\mu\text{m}$ とした場合、 $D_3\sim D_6$ の区間では正規粒度分布曲線とのずれは小さいが、 $D_0\sim D_3$ および $D_6\sim D_9$ の区間ではずれが大きく、特に微小側の山の位置が $0.3\mu\text{m}$ のあたりに移動しており、正規粒度分布曲線の補間は良好とはいえない。これに対して $D_0=0.05\mu\text{m}$ ,  $D_9=100\mu\text{m}$ とした場合、曲線のゆがみは小さくなり、 $D_2\sim D_7$ までの区間で改良法および正規粒度分布曲線とよく一致するようになるが、 $D_7\sim D_9$ の区間ではまだ若干のずれが生じており、この区間での補間は十分ではない。これに対し、改良法は $D_7\sim D_9$ においても正規粒度分布曲線とよく一致しており、改良法はMizohataらの方法に比べ、より滑らかに補間されている。なお、正規粒度分布曲線の二つのピークのうち、微小粒径( $\mu_g=0.5\mu\text{m}$ )でのピークは改良法によってもずれを生じているが、これは微小粒径側のピークの位置が $D_2(0.43\mu\text{m})$ に近く、また $D_0$ と $D_1$ の間の距離が他の区間と比べて大きく、補間しにくいためである。したがって微小のピークの位置を正しく表現し、 $D_0$ と $D_1$ の間の曲線を正規粒度分布曲線に近づけるには $D_0$ と $D_1$ の間にもう1つ補間のための点を設ける必要がある。以上のことから、都市大気中の浮遊粉じんの粒度分布をアンダーセンサンプラーによって求めるとき、サンプラーの $D_1\sim D_8$ の間の分級ステージの段数と50%捕集径の設定は適切であるが、微小領域の粒径をより詳しく表現

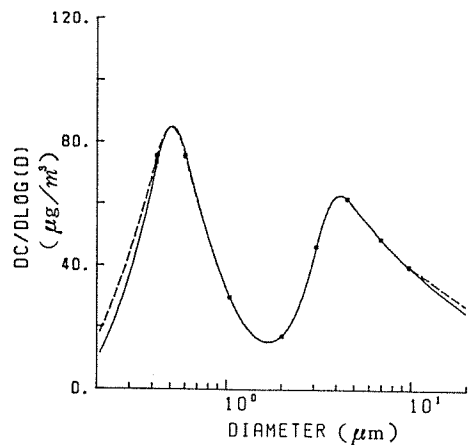


図-5 横浜市内の浮遊粉じんの粒度分布曲線 (鶴見保健所1981年4月)

- 改良法 ( $D_0=0.131\mu\text{m}$ ,  $D_9=295\mu\text{m}$ )
- - - - Mizohataらの方法 ( $D_0=0.05\mu\text{m}$ ,  $D_9=100\mu\text{m}$ )

するには $D_0$ と $D_1$ の間にもう一段、分級ステージを設ける必要がある。

## 7. 横浜市内における浮遊粉じんの粒度分布

横浜市内でアンダーセンサンプラーを用いて捕集された浮遊粉じんについてMizohataらの方法と改良法を用いて粒度分布曲線を求め図-5に示した。改良法の計算において、 $D_0$ ,  $D_9$ の初期値はMizohataらの用い

た値(0.05 $\mu\text{m}$ , 100 $\mu\text{m}$ )であり, 収束条件を $|G_0^{(1)}|$ ,  
 $|G_0^{(1)}| \leq 0.001$ としたとき, 5回の繰返しを経て,  
 $D_0$ ,  $D_0$ の値は0.131 $\mu\text{m}$ , 295 $\mu\text{m}$ に収束した。

図-5において, Mizohataらの方法と改良法で粒度分布曲線にあまり差がないのは,  $D_0$ と $D_0$ において初期値と収束値の対数の値が,  $D_0$ は-1.3, -0.088,  
 $D_0$ は2.0, 2.5とあまりかわらなかつたためである。

## 7. まとめ

浮遊粉じんの粒度分布曲線の作図方法のうち, 最も有効であると思われるMizohataらの方法に, spline関数における自然条件を加え, より滑らかな曲線を描く方法を検討した。

本法は粒度分布曲線の最小粒径と最大粒径を固定せず, 与えられた条件の中で最も滑らかになるような曲線を描くことができ, 粒度分布の異なる様々な粉じん試料に対しても柔軟に対応することができる。

## 文 献

- 1) A.A. Andersen : A sampler for respiratory health hazard assesment, *Am. Ind. Hyz. Assoc. J.*, 27, 160 (1966).
- 2) 藤村満 他 : アンダーセンサンプラーによるエアロゾルの粒度分布の解析, *分析化学*, 24 (1975).
- 3) A. Mizohata *et al.* : A new method of numerical analysis for investigating the size distribution of aerosol particles, *Annual Report of the Radiation Center of Osaka Prefecture*, 16, 8 (1975).
- 4) 深沢力 他 : アンダーセンサンプラーによって捕集した大気中浮遊粒子状物質の幾何学的粒径と空気動力学的粒子径との比較および粒度分布曲線の信頼性, *日本化学会誌*, PP 1940-1945 (1982).
- 5) 松尾行之 : 「環境計測制御」, *応用物理*, 48, 771 (1979).
- 6) W.E. Rantz *et al.* : Impaction of dust and smoke particles, *Ind. Eng. Chem.*, 44, 1371 (1952).
- 7) V.A. Marple : Impactor design, *Atmos. Environ.*, 10, 891 (1976).
- 8) 穂坂衛 : 「曲線, 曲面の合成および平滑化理論」, *情報処理*, 10, 121 (1969).
- 9) 大野義夫 : 「曲線 (3次スプライン曲線)」, *Bit*, 13, 1219 (1981).

## アンダーセンサンプラーによる浮遊粉じん測定値の 精度および使用条件に関する検討

鈴木正雄<sup>\*</sup>，新井久雄<sup>\*</sup>，渡辺善徳<sup>\*</sup>，太田正雄<sup>\*</sup>

### 要 旨

アンダーセンサンプラーによる浮遊粉じんの測定値を評価するため、サンプラーの精度と屋外設置用シェルターが測定値に及ぼす影響について検討した。サンプラーの精度は複数のサンプラーを同時並行稼働させ、得られた総浮遊粉じんの測定値および各分級ステージでの粉じん測定値から求めた。その結果、サンプラーの測定値の精度は総粉じんでは1.1～2.3% (変動係数)、各ステージ上では $0.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (標準偏差)程度となった。シェルターの影響については $7 \mu\text{m}$ 以上の粒径の部分で粉じん測定値がやや低くなる傾向を示した。

また、浮遊粉じんの構成成分の分析のため、アンダーセンサンプラーの一部の分級ステージのみを用い、微小粒子、粗大粒子に分けて粉じんを捕集することがあり、この場合における分級ステージの分級の程度をみるため全段装着したサンプラーと粉じん量の比較を行った。その結果、捕集された粉じんの濃度は両者でよく対応しており、一部の分級ステージのみを用いたアンダーセンサンプラーの使用法は粉じんの採取法として有効であることが確認された。

### 1. はじめに

大気汚染に関する調査では、汚染実態を多面的に把握するため、測定地点を複数個所設けて行われることが多い。調査結果の解析は得られた測定値にもとづいて行われるが、測定値は測定地点間の濃度差と測定誤差を含んでおり、測定誤差が大きい場合、測定値の比較は困難となる。また、測定値は機器の設置条件によっても変動する場合がある。したがって、調査結果の解析にあたっては、使用する機器の測定精度と設置条件の影響について、その程度を把握する必要がある。

横浜市公害研究所では大気中の浮遊粉じんについて昭和51年以来、横浜市内の一般環境8箇所と国道1号線、246号線等、道路周辺地域において一連の調査を実施しており、これらの調査ではアンダーセンサンプラー<sup>1)</sup>をはじめとする種々の粉じんのサンプラーを用いてきた。アンダーセンサンプラーによる測定では、その測定結果にもとづいて粉じんの粒度分布を求めること

ができ、粉じんと健康影響との関係や、粉じんの発生源を推定するなど調査研究を進める上で重要な測定手段の一つとなっている。ところで、複数台のアンダーセンサンプラーによって得られた結果を解析するにあたっては、測定に用いるアンダーセンサンプラーの機差を含めた精度の把握が必要不可欠であり、最も基本的な事項でもある。また、アンダーセンサンプラーは、シェルター内に設置して用いられるのが普通であり、このとき得られる濃度は、シェルター内に設置しないときに比べ低くなるのが予想される。そこで、アンダーセンサンプラーによる調査結果を解析するにあたって必要となるサンプラーの精度とシェルターの影響の程度について、実用上の立場から検討を加えた。さらに、アンダーセンサンプラーの使用法として、分級ステージのうちの一部のステージのみを使用し、粉じんを粗大部分、微小部分に分けて捕集する方法をとる場合があり、この様な使用方法と

Precision and accuracy of Andersen samplers for aerosol mass determinations

\*Masao Suzuki, Hisao Arai, Yoshinori Watanabe and Maso Ohta,

横浜市公害研究所大気部門



全段使用した場合の測定値の対応について検討を加えた。

## 2. アンダーセンサンプラーによる粉じん測定値の精度の検討

アンダーセンサンプラー5台を同時並行稼動し、得られた総粉じんの測定値と各分級ステージでの粉じんの測定値のバラツキからサンプラー間の機差をも含めた測定値の精度を求めた。また、得られた測定値にもとづき粒度分布曲線を作図し、測定値のバラツキが粒度分布曲線に与える影響について検討した。

### 2-1 方法

アンダーセンサンプラー（ダイレック AN-200、以下サンプラーという）を横浜市公害研究所4階バルコニーに5台設置し、ジェルターをつけないで5日間同時並行稼動させ浮遊粉じんの採集を行い、これを3回繰返した。使用したサンプラーの各分級ステージの50%捕集径は表-1に示した通りであり、ステージに開けられた孔の数、直径とも米国アンダーセン社の仕様準じてい

る。なお、サンプラーの使用に際しては、付属した浮子式流量計を湿式ガスメーターを用いて目盛校正したものをを用いた。また、粉じんの捕集用衝突板にはろ紙（バルフレックス T60A20）を用いた。

### 2-2 結果

同時並行稼動による測定結果を表-2に示す。

各繰返しにおける総浮遊粉じんの測定値は、並行稼動した5台の平均値で  $55.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $66.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $77.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  となり、そのとき5台のサンプラーによる測定値のバラツキは変動係数で2.4%、1.6%、1.1%となった。サンプラーの測定値に含まれる誤差の要因は①流量の変動にちなうもの、②天びんによる粉じんの重量測定段階で生ずるもの、③流量計を含め各装置間の機差にともなう系統的なものなどが重なったものと考えられるが、並行稼動の結果、これらの誤差は総粉じん濃度に対し、多くとも数%程度であることが明らかとなった。

各ステージで捕集された粉じんの測定値をみると、バラツキ（誤差の標準偏差）が最も大きいステージは第7

表-1 アンダーセンサンプラーの仕様（ダイレック AN-200）

分級ステージ	孔の直径	孔の数	孔を流れる空気的面速度	50%捕集径
0	1.18 (mm)	800	0.54 (m/s)	9.99 ( $\mu\text{m}$ )
1	1.18	400	1.08	7.04
2	0.90	400	1.85	4.66
3	0.70	400	3.06	3.17
4	0.53	400	5.35	2.06
5	0.35	400	12.3	1.07
6	0.25	400	24.0	0.62
7	0.25	216	44.5	0.43

表-2 同時並行稼動によるアンダーセンサンプラーの測定値の精度

段	1回目			2回目			3回目			誤差の標準偏差 (n=15)
	平均値(C.V.%)	標準偏差	標準偏差	平均値(C.V.%)	標準偏差	標準偏差	平均値(C.V.%)	標準偏差	標準偏差	
0	8.2 (7.5)	0.61	0.61	9.4 (3.4)	0.32	0.32	6.2 (5.9)	0.36	0.36	0.45
1	3.6 (2.3)	0.83	0.83	4.7 (2.9)	1.21	1.21	3.8 (7.1)	2.88	2.88	0.18
2	4.8 (1.2)	0.58	0.58	6.7 (0.8)	0.56	0.56	5.8 (2.4)	1.41	1.41	0.09
3	5.3 (2.3)	1.21	1.21	6.9 (5.2)	3.59	3.59	6.4 (2.0)	1.28	1.28	0.23
4	3.7 (4.4)	1.64	1.64	4.3 (4.5)	1.92	1.92	4.6 (3.0)	1.38	1.38	0.17
5	4.6 (6.5)	3.00	3.00	5.6 (3.4)	1.91	1.91	7.7 (3.1)	2.41	2.41	0.25
6	9.5 (2.3)	2.17	2.17	11.1 (3.0)	3.33	3.33	15.7 (2.6)	4.15	4.15	0.33
7	8.5 (4.1)	3.49	3.49	9.1 (6.3)	5.75	5.75	13.8 (10.5)	14.04	14.04	0.92
B-up	7.5 (3.4)	2.55	2.55	8.8 (3.5)	3.08	3.08	13.3 (1.6)	2.12	2.12	0.26
SUM	55.8 (2.4)	1.34	1.34	66.6 (1.6)	1.06	1.06	77.2 (1.1)	0.85	0.85	1.09

測定期日：昭和56年3月

単位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$

誤差の標準偏差は各並行稼動での5台のサンプラーによる測定値の不偏分散の平方根  $S_i$  ( $i=1, 2, 3$ ) から  $\sqrt{(S_1^2 + S_2^2 + S_3^2)/3}$  により求めた。C.V.%は変動係数を示す。

段で  $0.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$  となり、逆に最も小さいステージは第2段で  $0.09 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。しかし、たとえば第7段の結果にみられるようにバラツキを3回の並行稼動について変動係数でみると4.1%, 6.3%, 10.5%と毎回大きく異なり、各段におけるバラツキの程度に一定の傾向はみられなかった。これはさきに述べたサンプラーの測定値に含まれる誤差の要因に加えて、さらに採取時期の違いによる粉じんの物理的性状と粒度分布の差が関与したためと思われる。なお、各線り返し(i), 各分級ステージ(j)による測定値の不分散の平方根( $S_{ij}$ )を用いて全並行稼動での分級ステージでの測定値の標準偏差( $\sigma$ )を  $\sqrt{\frac{1}{27} \sum_i \sum_j S_{ij}^2}$  によって求めたところ  $0.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$  となり、この値は各分級ステージで測定された粉じん濃度の精度の目安になるとと思われる。

以上の結果から、同型のアンダーセンサンプラーによって得られた浮遊粉じん測定結果を比較する場合、濃度の有意差の判断基準を  $2\sigma$  以上とすれば、総粉じん濃度で  $2.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以上、各分級ステージ上で  $0.78 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の差がなければ粉じん濃度に差があるといえないことになる。

### 2-3 測定精度が粒度分布曲線に与える影響

浮遊粉じんの粒度分布曲線はアンダーセンサンプラーによる分級測定の結果から得ることができるが、先に指摘したようにアンダーセンサンプラーによる測定値は誤差が含まれており、誤差の程度によっては粒度分布曲線の形状にも影響を与えると考えられる。1台のサンプラーを用いたときの測定誤差が粒度分布曲線に与える影響

については Mizohata らが詳細に明らかにしている<sup>3)</sup>が、本検討のように複数台の同時稼動による測定結果は、分級特性の違いなどの機差による系統誤差も含まれており、この場合の誤差の及ぼす影響を詳細に明らかにすることは難しい。そこで、ここでは同型5台のサンプラーの並行稼動による測定結果にもとづいて浮遊粉じんの累積濃度曲線と粒度分布曲線を描き<sup>2)</sup>、得られた曲線の形から測定誤差が粒度分布曲線に与える影響を調べた。図-1、図-2は1回目の並行稼動による測定結果から累積濃度曲線と粒度分布曲線を求めたものである。

図-2の粒度分布曲線において、 $0.5 \mu\text{m}$ と $4 \mu\text{m}$ の粒径にみられる山(ピーク)および $2 \mu\text{m}$ の粒径にみられる濃度の谷は5台すべてのサンプラーで一致している。しかし、ピークの濃度においては $0.5 \mu\text{m}$ の粒径で5台中の1台が若干低い濃度となっている。これは図-1の累積濃度曲線から示されるように第5段(50%捕集径 $1.07 \mu\text{m}$ )の分級ステージでの粉じん濃度が低いために生じたものである。このように粒度分布曲線は分級ステージにおける測定誤差の影響を大きく受け、その信頼性には多少の問題点が残されるが、並行稼動における粒度分布曲線の形はおおむね一致しており、本検討によって得られた測定値のバラツキの程度では、粒度分布曲線の形に大きな影響を与えないと考えることができる。

### 3. 浮遊粉じん測定値に及ぼすシェルターの影響

浮遊粉じんの採取に用いられる機器にはアンダーセンサンプラー(ローボリウムタイプ)のほか、ハイボリウ

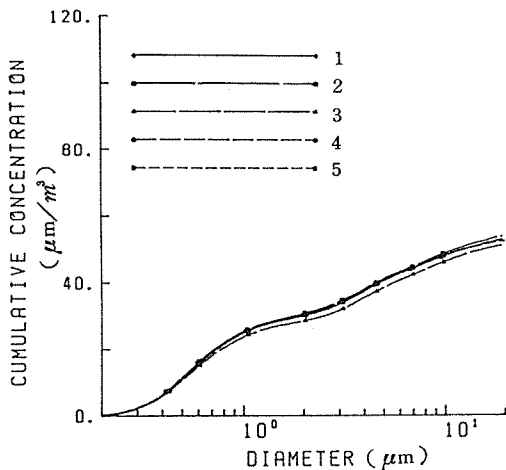


図-1 5台のサンプラーの並行稼動による浮遊粉じんの累積濃度曲線

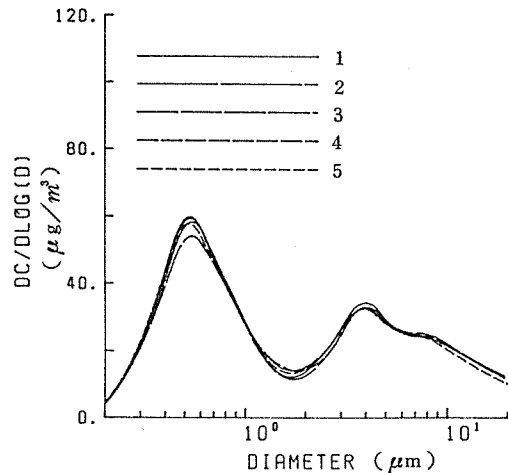


図-2 5台のサンプラーの並行稼動による浮遊粉じんの粒度分布曲線

ムエアサンプラー（以下Hi-Vol）、アンダーセンハイボリウムサンプラー（以下アンダーセンHi-Vol）等があり、これらの採取機器は通常、シェルター内に設置して用いられる。しかしシェルター内に設置した場合、シェルターの影響を受け、粉じんの測定値が低くなることもあり、さらに、アンダーセンサンプラー、Hi-Vol、アンダーセンHi-Vol等の機器間で測定値が一致しないことが多い。シェルター内に設置することによって測定値が影響を受けることは、測定値を評価する際に大きな問題となるが、その原因及び測定値に与える影響の程度を明らかにできれば、測定値を正しく評価できるようになる。測定値に影響を与える大きな原因として、試料空気がシェルター内に取り込まれるとき、シェルターそのものが分粒装置として作用し、シェルターを通過する粉じん粒子の最大粒径が、採気速度（流量）によって影響を

受けることがあげられる。そこでシェルター内にアンダーセンサンプラー（ローボリウムタイプ）とブローアを設置し異なった採気速度で同時並行稼働させ、採気速度の違いによる粉じん測定値の差と粒度分布の変化から、採気速度とシェルターが測定値に及ぼす影響の程度を把握した。

### 3-1 方法

浮遊粉じん測定値に及ぼすシェルターの影響を把握するため、5台のアンダーセンサンプラーを用い、1台はシェルター内に置かず、他の4台はシェルター内に設置した。採気速度は図-3に示したようにシェルター下方にブローアを置き、流量を調節することにより設定した。4台の採気速度はそれぞれ1.5m<sup>3</sup>/分（Hi-Vol相当）、566ℓ/分（アンダーセンHi-Vol相当）、68.3ℓ/分（Low-Vol 2台+アンダーセンサンプラー1台相当）、28.3ℓ/分（アンダーセンサンプラー相当）とし、これらの流量は、横浜市公安局研究所で行った一連の浮遊粉じん調査で用いた粉じん採取方法の流量に対応している。表-3に各採気速度におけるシェルター開口部（図-3の斜線部分）を通過するときの大気的面速度、および面速度と等しい沈降速度を持つ粉じん粒子の粒径を示す。シェルターの中に入り込む粉じん粒子の最大粒径は、風速等、周囲の気象条件によって変化することが指摘されているが、<sup>4)</sup>表-3に示した粒径は無風時における粉じんの最大捕集粒径に対応している。

なお、測定場所、粉じん捕集用衝突板は前記のアンダーセンサンプラーの測定値のバラツキの検討と同様である。

### 3-2 結果

表-4に各採気速度における浮遊粉じん濃度を示す。採気速度と最大捕集粒径の関係から、採気速度28.3ℓ/分の場合が最もシェルターの影響を強く受けることが予想され、結果からもその傾向がみられた。しかし、採気速度の減少にともなう粉じん濃度の減少の傾向は、繰返しによって若干異なり、これは各繰返しの期間中において風速等の気象条件の変動による影響を受けたもの

（単位：cm）

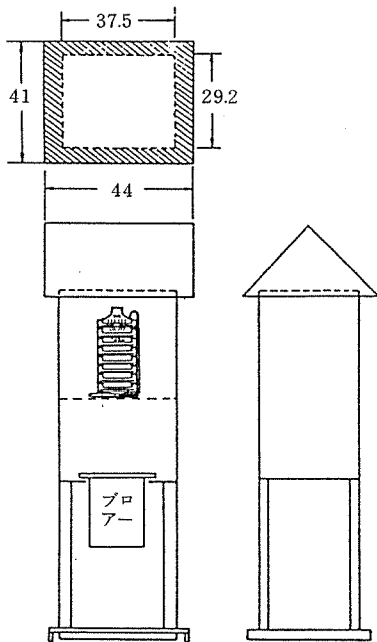


図-3 シェルターの構造及びアンダーセンサンプラーとブローアの設置位置

表-3 シェルターと採気速度の影響に関する実験条件

シェルターの有無	シェルター内採気速度 (ℓ/min)	断面での面速度 (cm/s)	面速度に対応する沈降速度を持つ粒子の粒径(μm)
無	-	-	-
有	1,500	35.3	108
有	566	13.3	66
有	68.3	1.64	23
有	28.3	0.67	15

表-4 シェルター内採気速度の違いによる浮遊粉じん測定値

繰返し回数	シェルターなし	1500ℓ/分	566ℓ/分	683ℓ/分	283ℓ/分
1回目	55.6	51.9	48.9	52.3	48.6
2回目	97.5	95.9	90.1	90.8	88.9
3回目	64.2	65.2	59.9	57.6	57.3
平均	72.4	71.0	66.3	66.9	64.9

測定期日：昭和57年5月

単位：μg/m<sup>3</sup>

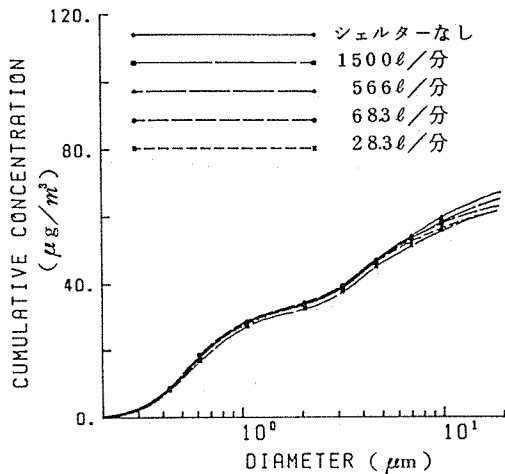


図-4 シェルター内採気速度と浮遊粉じん濃度の関係(累積濃度曲線)

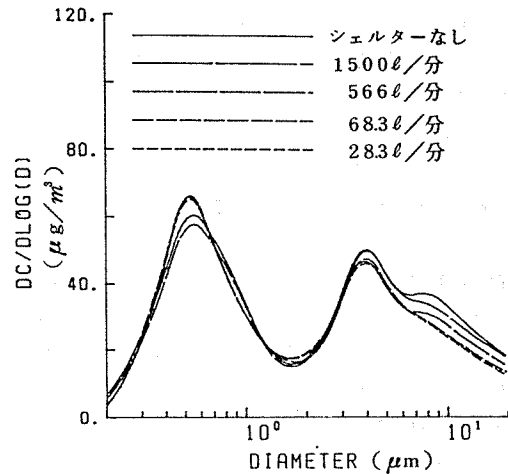


図-5 シェルター内採気速度と浮遊粉じん濃度の関係(粒度分布曲線)

と思われる。

得られた結果にもとづき、粉じんの測定値に及ぼすシェルターの影響を把握するため、3回の繰返し測定の平均値について浮遊粉じんの累積濃度曲線と粒度分布曲線を描き、図-4、図-5に示した。図-4の累積濃度曲線において、採気速度566ℓ/分の場合が他の曲線とずれがみられるが、これは第6段(50%捕集径0.62μm)で捕集された粉じんの濃度が低かったためである。これを考慮すれば、7μmより小さい粒径での粉じん濃度は採気速度が異なってもおおむね一致している。しかし、7μm以上の大粒径側においては累積濃度曲線が異なっており、採気速度の違いによってシェルターの影響がみられる。これは図-5の粒度分布曲線によって、より明瞭となり、7μm以上の粒径ではシェルターの影響は無視できないと考えることができる。さらに、アンダーセンサンプラーの性質として、10μm以上の粉じんはWall-lossの割合が高く<sup>5)</sup>実際の濃度より低く評価さ

れることがあり、実際のシェルターの影響は本結果よりもWall-lossの影響が加わって、さらに大きくなることもあると考えられる。

以上の結果から、アンダーセンサンプラーをシェルター内に設置した場合、採気速度が遅くなるにしたがってシェルターの影響は大きくなり、最も採気速度が遅い場合(283ℓ/分)で粉じん濃度は10%程度低くなることが明らかとなった。また、採気速度が異なっても7μm以下の粒径の部分の濃度は影響を受けず、粉じん濃度の低下は7μm以上の粒径の部分で生じていることが明らかとなった。

#### 4. 一部の分級ステージを用いた場合の浮遊粉じん濃度

都市大気中の浮遊粉じんは0.5μm前後と4μm前後の二個所で濃度が高く、2μm前後の部分で濃度が低くなるという、二山型の粒度分布を示すことが多い。横浜

表-5 アンダーセンサンプラーの一部の分級ステージを用いたときの粉じん測定値

分級範囲(段)	1回目		2回目		3回目		4回目		5回目	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
0~1	11.9	12.4	8.2	8.3	5.5	5.4	5.2	5.2	7.0	6.1
2~4	20.5	18.2	12.0	10.6	10.4	12.4	11.1	10.2	12.5	11.2
5~バックアップ	34.5	33.6	14.9	14.1	27.4	22.5	28.8	29.8	22.7	20.8

A:全段装着 B:第0,1,4段装着  
測定期日:昭和58年5月

単位:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

市内の浮遊粉じんについても図-2, 図-5のように二山型の粒度分布が測定されている。二山型の粒度分布を $2\mu\text{m}$ 以上(粗大粒子),  $2\mu\text{m}$ 以下(微小粒子)に分けてみた場合, それらの成分組成は大きく異なり, このことから, 二山型となる原因は粗大粒子と微小粒子で発生源が異なるためであると考えられている<sup>6)</sup>。粉じん成分の粒度分布は粉じんの発生源を推定する手がかりとすることができ, これはアンダーセンサンプラーで捕集した粉じんを化学分析することによって得られる。しかし, アンダーセンサンプラーによって捕集される粉じんは, 分級ステージによって9個の試料に分かれて捕集され, 分析するに十分な粉じん量を得るには長期間の稼働が必要となる。浮遊粉じんの調査目的によっては, 短期間での成分組成を知ることが必要な場合があり, そのためにはアンダーセンサンプラーの分級ステージのうち $2\mu\text{m}$ 前後に50%捕集率を持つ一部の分級ステージを用い, 粗大粒径部分, 微小粒径部分に分けて粉じんを捕集することがよく行われている。そこで, 一部の分級ステージのみを使用した場合における浮遊粉じんの粗大粒径部分と微小粒径部分との分離をみるため, 分級ステージを全段装着したアンダーセンサンプラーと一部の分級ステージを装着したものを並行稼働させ, 得られた測定値にもとづいて比較検討を行った。

#### 4-1 方法

分級ステージを全段装着したサンプラーと一部の分級ステージ(0, 1, 4の各段)を装着したサンプラー各1台をシェルター内に設置し, 5日間を単位として並行稼働させ, これを5回繰返した。

装着した分級ステージのうち, 第4段の50%捕集率は $2.1\mu\text{m}$ となっている。また, 第0段と第1段を使用して粗大粒子の一部を除いた理由は, 野外でのサンプリングに際し周囲の状況によっては土壌の舞い上がりがあり, 粗大粒子と微小粒子に分けて捕集するためには, これらの影響を避ける必要があるためである。

なお, 粉じんの捕集用衝突板にはバルフレックスT60

A20を用いた。

#### 4-2 結果

分級ステージをすべて装着したものについて, 第2段から第4段まで, 第5段からバックアップフィルターで捕集された粉じん濃度の和を求め, 一部の分級ステージを用いて捕集された粉じん濃度と比較した結果を表-5に示す。

表-5において, 1部の分級ステージのみを用いた場合の測定値は全段用いた場合に比べ, 第2段~第4段で $0.76\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 第5段~バックアップで $1.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ (いずれも5回の平均値)低い値となった。しかし, 表-5の結果にもとづいて両採取法の平均値の差の検定(t検定)を行ったところ,  $t_0$ の値は第2段~第4段で1.34, 第5段~バックアップフィルターで2.22となり, いずれの場合も $t(4, 0.05)=2.78$ より小さく, 両採取法の差は有意とはならなかった。

以上の結果, 分級ステージのうち, 第0段, 第1段, 第4段を用いて浮遊粉じんを粗大粒子(第2段~第4段)と微小粒子(第5段~バックアップフィルター)に分けて採取した場合の測定値は, 全段装着した場合の測定値と対応させて考えることができ, このようなアンダーセンサンプラーの使用法は粉じんの採取法として有効であると考えられることができる。

#### 5. まとめ

アンダーセンサンプラーの使用に際して, 機器の精度, シェルターの影響, 分級段を省略した場合の影響について検討した結果, 以下のことが明らかとなった。

- ① 測定値について, 全粉じん濃度の精度は変動係数で1.1~2.4%であり, 測定精度は良好であった。また, 各ステージにおける粉じん量は $0.39\mu\text{g}/\text{m}^3$ (標準偏差)程度の誤差を含んでいた。
- ② シェルター内にアンダーセンサンプラーを設置した場合,  $7\mu\text{m}$ 以上の粒径の部分で影響を受け, 総粉じん濃度が10%程度低くなる傾向がみられた。

③ アンダーセンサンプラーの分級ステージの一部を用い、 $2\mu\text{m}$  を境として粗大粒径部分、微小粒径部分として浮遊粉じんを採取した場合、得られた粉じん濃度は全段装着したものと対応しており、このような粉じんの採取方法は有効であることが確認された。

## 文 献

- 1) A.A. Andersen : A sampler for respiratory health hazard assesment, *Am. Ind. Hyz. Assoc. J.*, 27, 160 (1966).
- 2) 鈴木正雄 : アンダーセンサンプラーによって得られた浮遊粉じんの粒度分布の作図法の改良, 横浜市公害研究所報第 8 号, 23 (1983).

- 3) A. Mizohata *et al.* : A new method of numerical analysis for investigaing the size distribution of aerosol particles, Annual Report of the Radiation Center of Osaka Prefecture, 16, 8 (1975).
- 4) J.B. Wedding *et al.* : Large particle collection characteristics of ambient aerosol samplers, *Environ. Sci. Technol.*, 11, 387 (1977).
- 5) E.Y.H. Liu : "Fine Particles," Academic Press (1976).
- 6) F.J. Miller *et al.* : Size considerations for establishing a standard for inhalable particles, *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 29, 611 (1979).

# 自動車排出ガスによる道路周辺での 大気汚染に関する研究(第8報)

## —道路周辺地域における浮遊粉じん及び 含有成分の粒径分布—

新井久雄<sup>\*</sup>, 鈴木正雄<sup>\*</sup>, 太田正雄<sup>\*</sup>, 渡辺善徳<sup>\*</sup>

### 要 旨

道路周辺地域における浮遊粉じんの汚染実態を解明するうえで、不可欠な情報である浮遊粉じん及び含有成分の粒径分布並びに粒径別濃度を把握するため、昭和57年1月27日から2月12日まで国道246号線(交通量:約53,000台/日)を対象として調査を実施し、次のことが判明した。

- 1) 道路周辺地域における浮遊粉じんの粒径分布は $2\mu\text{m}$ を谷とした二山型を示し、粒径別濃度は道路近傍ほど $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子の割合が高かった。また、道路からの距離減衰についても $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子のほうが顕著であった。
- 2) 含有成分の粒径別濃度は、道路近傍ほど $2\mu\text{m}$ 以上の割合が高くなる傾向が認められ、 $2\mu\text{m}$ 以上の粒径のものほど距離減衰は顕著であった。特に、 $2\mu\text{m}$ 以上のFe, Mn, V, Pb, Zn, Cd,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ の各濃度は明瞭な距離減衰を示した。これらのことより、自動車走行に伴う汚染土壌及びアスファルト舗装道路の摩耗物等の巻き上げが確認できた。また、自動車排出ガスの直接の影響が考えられる $2\mu\text{m}$ 未満のPb及び $\text{SO}_4^{2-}$ は道路近傍で濃度が高いものの、 $2\mu\text{m}$ 以上のFe及びPb等のような明瞭な距離減衰は示さなかった。

### 1. はじめに

都市における浮遊粉じんによる大気汚染を解明するうえで、移動発生源の環境中への汚染寄与を把握することは重要な課題である。本研究では、国道1号線、県道原宿六浦線及び国道246号線を対象とし、それらの道路周辺地域において浮遊粉じん調査を実施し、調査結果については逐次報告した<sup>1)~3)</sup>。先の調査によると、浮遊粉じん中の含有成分については、道路からの距離減衰の特徴から移動発生源とその他の発生源の影響によるものと、次のように分類できた。

- ① 道路から離れるに従って濃度が減少したことから移動発生源の影響とみられる成分(Si, Al, Fe, Ca, K, Ti, Mn, P, V, Zn, Ni, S,  $\text{SO}_4^{2-}$ , ベンゼン抽出物, ベンゾ(a)ピレン)

- ② 道路端と道路から100m以上離れた地点との濃度差が認められないため、移動発生源の影響と推定されない成分( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ )

本報告は、上記の結果に基づき、更に道路周辺地域における浮遊粉じんの汚染実態の解明を進めるため、不可欠な情報である浮遊粉じん及び含有成分の粒径分布、粒径別濃度を把握することを目的として、国道246号線で調査を実施し、その結果の一部をまとめたものである。また、自動車走行に伴う土壌及び道路堆積物等の巻き上げの影響を裏付けるため、調査地域の表層土壌について分析を行ったので、併せて報告する。

### 2. 調査方法

#### 2-1 調査地域及び測定地点

A study on air pollution caused by automobile exhaust gas along a highway (Rep. 8)

— Characterization of suspended particulates along a highway —

\*Hisao Arai, Masao Suzuki, Masao Ohta, Yoshinori Watanabe,

横浜市公害研究所大気部門

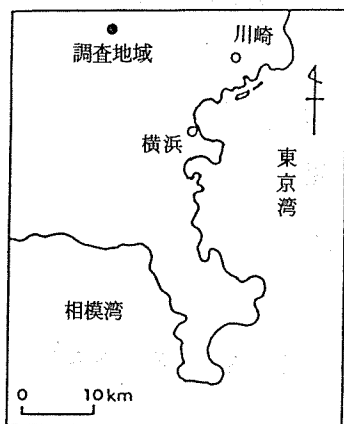


図-1 調査地域

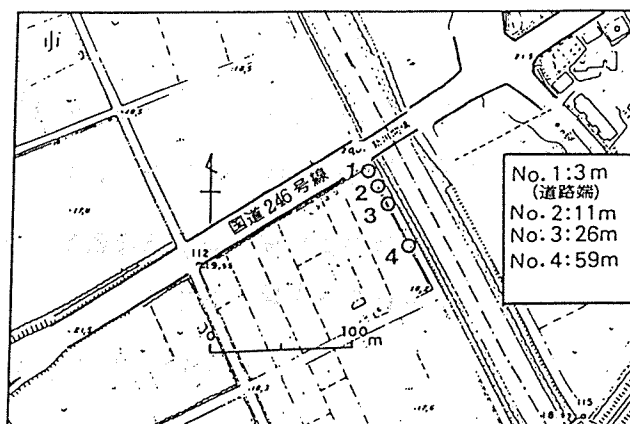


図-2 測定地点の配置図

調査は、交通量が多く、かつ周囲に大規模な固定発生源及び建屋などの遮蔽物が認められない図-1及び図-2に示した国道246号線沿線、横浜市緑区市ケ尾付近（交通量<sup>3)</sup>約53,000台/日）の田園地域において実施した。測定地点の配置は図-2のように調査期間中の気象を考慮し、東北東-西南西に走っている道路とほぼ直角に道路端（地点1：3m）から59mまでの4地点と道路からの直接の影響が認められない対照地点（地点1の北北東450m）の計5地点とした。

### 2-2 調査期間

昭和57年1月27日～2月12日

### 2-3 調査内容

各測定地点にアンダーセンローボリウムエアサンプラー、多段式ローボリウムエアサンプラー（10 $\mu$ mカット）及び10 $\mu$ mカットなしのローボリウムエアサンプラーを配置した。表-1に各種測定方法の捕集特性、使用ろ紙及び測定期間等を示した。

浮遊粉じんの分析はアンダーセンローボリウムエアサンプラーで捕集したものについて行い、多段式ローボリウムエアサンプラー及び10 $\mu$ mカットなしのローボリウムエアサンプラーによって捕集した浮遊粉じんは一部の含有成分について分析を行った。また、自動車走行に伴う土壌及び道路堆積物等の巻き上げに対する基礎資料を得るため、測定地点付近の表層土壌を各地点ごと約10か所採取し、風乾後4.4 $\mu$ mの標準ふるいを通してのものについても分析を行った。表-2に浮遊粉じん中及び表層土壌中の含有成分の測定物質及び分析方法の概要を示した。なお、アンダーセンローボリウムエアサンプラーによる粒径別の浮遊粉じんの捕集重量は少ないため、48時間延べ4回捕集した浮遊粉じんを各粒径別ごとに併せて分析を行った。

### 3. 調査期間中の風向・風速

調査期間中の風向は、図-3のように、北寄りの風が

表-1 浮遊粉じんの捕集方法

測定機種	型式	カット特性	使用ろ紙	吸引流量	流量校正	測定期間
アンダーセンローボリウムエアサンプラー	ダイレック社 AN-200	シェルター内設置 0.43~11 $\mu$ m以上を8段分級0.43 $\mu$ m未満はバックアップ	パルフレックス T60A20 80 $\phi$	28.3 $l$ /分	湿式 ガスメーター	1月27日～2月12日 48時間、4回測定
多段式ローボリウムエアサンプラー（10 $\mu$ mカット）	柴田化学 L-20型	シェルター内設置 10 $\mu$ mカット	東洋ろ紙 TM-80 55 $\phi$	20 $l$ /分	同上	1月27日～2月12日 48時間ごと連続測定
ローボリウムエアサンプラー（10 $\mu$ mカットなし）	-	シェルター内設置 30 $\mu$ m以下 (光学顕微鏡観察)	同上	同上	同上	同上



表-2 測定物質及び分析方法の概要

測定物質	分析方法
Fe, Mn, V, Pb, Cd	浮遊粉じんは硝酸-過酸化水素により加熱抽出後、ICP発光分光光度法 土壌は蛍光X線法 <sup>4)</sup>
Zn	蛍光X線法 <sup>4), 5)</sup>
Ca	土壌のみ分析, 蛍光X線法 <sup>4)</sup>
Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup>	水-超音波抽出後, 原子吸光光度法
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , Cl <sup>-</sup>	水-超音波抽出後, イオンクロマトグラフィ-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	浮遊粉じんのみ分析, 水-超音波抽出後, インドフェノール法
pH	土壌のみ分析, 土壌養分分析法 <sup>6)</sup>

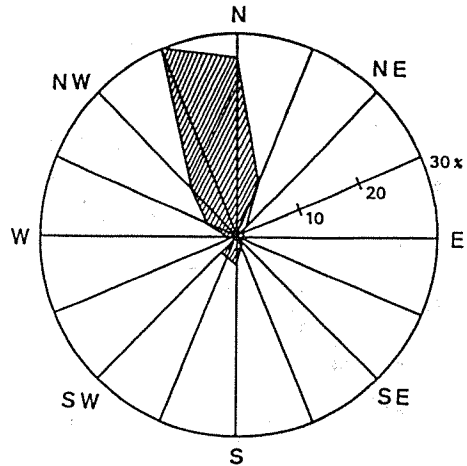


図-3 道路端から69mの地点(地上3m)における風配図

卓越しており、北東から北西の風で全体の78%を占めた。そのため、道路の方向から測定地点に向かって吹く風がほとんどであった。また、調査期間中の平均風速は1.8 m/sであった。なお、風向・風速の観測は道路端から69mの地点(地上3m)で行った。

#### 4. 結果及び考察

##### 4-1 測定地点付近表層土壌中の含有成分の分析結果及び考察

各測定地点付近における表層土壌中(44μm以下)の分析結果を表-3に示した。道路近傍ではCa, Zn, Ca<sup>2+</sup>及びSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>が他の地点に比べて異常に高かった。

Ca及びCa<sup>2+</sup>は、アスファルト舗装道路の骨材中<sup>7)</sup>の石灰岩を主体とする石粉と自動車排出ガス<sup>3)</sup>からの影響が考えられるが、骨材中の石粉の使用料及び自動車排出ガス中のCa濃度を比較すると、骨材中の石粉の寄与のほうが大きいと推定される。

表-3 測定地点付近の表層土壌中(44μm以下)の含有成分の割合(%)

	道路からの距離	地点 1	地点 2	地点 3	地点 4	対照地点	平均値
		3 m	11 m	26 m	59 m	450 m	
金属成分	Fe	5.5	5.0	4.7	6.0	6.3	5.5
	Ca	2.3	1.2	1.4	0.72	0.69	1.3
	Mn	0.14	0.10	0.14	0.16	0.13	0.13
	Zn	0.067	0.031	0.035	0.013	0.013	0.032
	Pb	0.020	0.014	0.024	0.003	0.003	0.013
水溶性成分	V	0.016	0.017	0.018	0.024	0.020	0.019
	Na <sup>+</sup>	0.022	0.018	0.020	0.018	0.019	0.019
	Mg <sup>2+</sup>	0.008	0.010	0.008	0.003	0.003	0.006
	Ca <sup>2+</sup>	0.081	0.011	0.011	0.003	<0.001	0.021
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.14	0.039	0.034	0.017	0.016	0.049
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.033	0.31	0.26	0.17	0.013	0.10
	Cl <sup>-</sup>	0.041	0.036	0.040	0.029	0.038	0.037
pH <sup>6)</sup>	7.8	5.4	6.2	5.7	6.5	-	

(注) 測定地点付近の表層土壌を約10か所採取後、風乾し、44μmの標準ふるいを通し、更に20℃、相対湿度50%の条件で恒量にし、分析に供した。

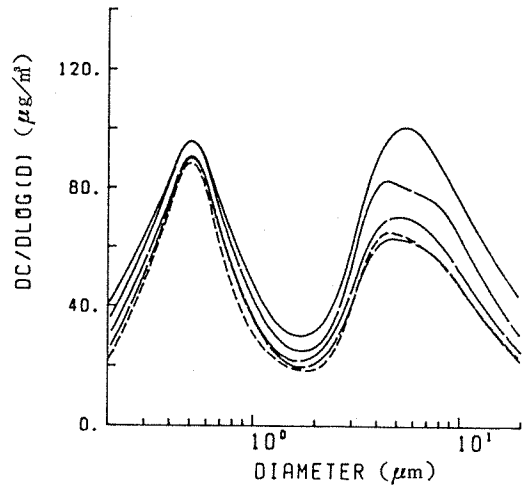
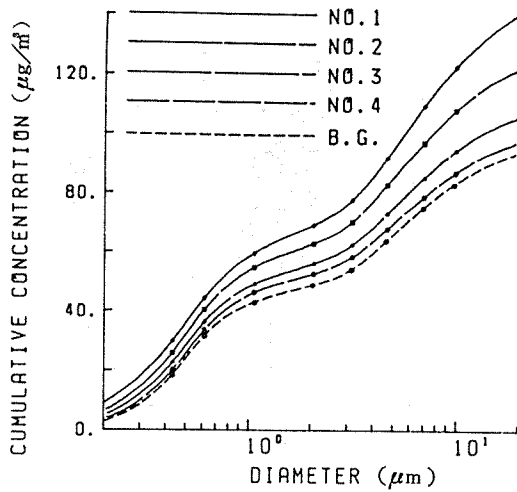


図-4 浮遊粉じんの濃度曲線及び粒径分布

Zn は自動車排出ガス<sup>3)</sup>、ゴムタイヤの摩耗物<sup>8),9)</sup>及び路面上の白線ペイントなどの影響が考えられる。

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> は自動車から排出された一次粒子<sup>3)</sup>によるものと、自動車から排出されたSO<sub>2</sub>の土壌及び堆積物等へのガス吸着からの変換によるものが考えられる。SO<sub>2</sub>のガス吸着からSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>への変換は、道路近傍の土壌及び堆積物がアスファルト舗装道路の骨材中の塩基性物質である石粉(石灰岩)を多く含んでいることから、その可能性は充分にありえる。ちなみに、道路端付近での表層土壌のpHは7.8でややアルカリ側であった。

また、自動車排出ガスの影響と考えられているPbは道路端から地点3付近までの表層土壌中の含有率が地点4及び対照地点付近のそれに比べて高かった。

なお、地点2、地点3及び地点4付近において、NO<sub>3</sub>道路端付近のそれより高くなったのは、測定地点付近一帯が畑であったため、施肥の影響によるものと考えられる。

#### 4-2 浮遊粉じんの測定結果及び考察

アンダーセンローボリウムエアサンプラーによる浮遊粉じんの累積濃度曲線及び粒径分布を図-4に、また多段式ローボリウムエアサンプラー及び10μmカットなしローボリウムエアサンプラーによる浮遊粉じん濃度の道路からの距離減衰を図-5に示した。なお、粒径分布については、スプライン関数を当てはめて得られた累積濃度曲線を微分することにより作図<sup>10)</sup>した。

道路近傍における浮遊粉じんの粒径分布は、図-4のように、都市大気中のそれと同様な2μmを谷とした二山型を示した。それぞれの濃度ピークの粒径をみると、2μm以上の山が5~6μm、2μm未満の山が約0.5

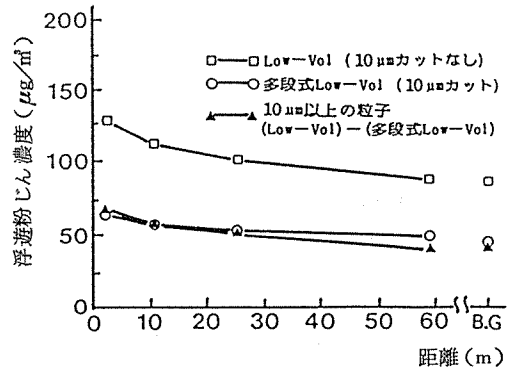


図-5 浮遊粉じん濃度の距離減衰  
(多段式ローボリウムエアサンプラー及び10μmカットなしローボリウムエアサンプラー)

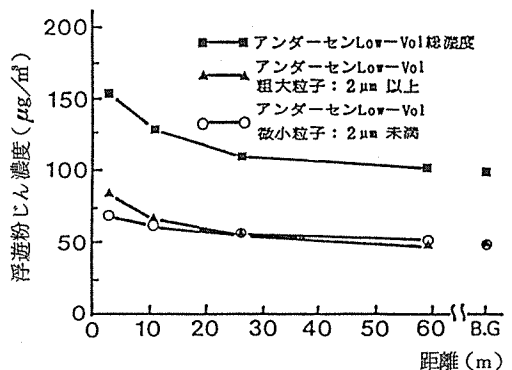


図-6 浮遊粉じん濃度の距離減衰  
(アンダーセンローボリウムエアサンプラー)

$\mu\text{m}$ であった。そこで、各地点における $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子と $2\mu\text{m}$ 未満の微小粒子の濃度を比較すると、図-6のように、道路近傍に近くなるほど $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子のほうが高かった。次に、各測定方法による浮遊粉じんの地点間による濃度差をみると、図-5、図-6のように、道路から離れるに従って距離減衰は認められるが減衰パターンは粒子径によって異なり、 $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子のほうが距離減衰が著しく、59mの地点まで明らかに減衰した。これに対し、 $2\mu\text{m}$ 未満の微小粒子濃度及び多段階ローポリウムエアサンプラーによる浮遊粉じん濃度は減衰曲線が緩やかであった。

道路近傍における各粒子径の浮遊粉じん濃度の距離減衰は自動車走行により発生するその発生強度（環境中の浮遊粉じん濃度に与える影響度）と発生した各粒子の沈降速度とが複雑に絡みあっているものと考えられる。すなわち、粗大粒子は微小粒子に比べて沈降速度が速いため、道路からの距離による濃度差が明確に現れ、一方、微小粒子は大気中での滞留の寿命が長く、更に都市地域における濃度レベルも高いため、自動車排出ガスから放出された微小粒子は粗大粒子ほど沈降することなく拡散されていく結果、微小粒子の地点間の濃度差が小さかったと考えられる。

4-3 浮遊粉じん中の含有成分の測定結果及び考察  
調査期間中の各成分の粒径分布を図-7~図-18に、各成分の粒径分布を $2\mu\text{m}$ を境として $2\mu\text{m}$ 以上及び $2\mu\text{m}$ 未満とに整理し、その濃度及び割合を表-4に示した。また、各成分の $2\mu\text{m}$ 以上及び $2\mu\text{m}$ 未満の濃度の距離減衰と各成分の関係を図-19~図-25に示した。以下に各成分の測定結果及び考察を記述する。

#### 4-3-1 鉄(Fe)

道路近傍でのFeの濃度上昇は土壌中の主成分であるSi及びAl等と同様な挙動をするため、自動車走行に伴う土壌の巻き上げが主因であると既に報告した<sup>1)~3)</sup>。各地点におけるFeの粒径分布をみると、図-7のように、各地点とも $5\mu\text{m}$ 付近に大きな濃度ピークが現れ、ほぼ一山型とみなせる粒径分布になった。濃度は $2\mu\text{m}$ 以上の粒径に片寄り、総濃度に対する $2\mu\text{m}$ 以上の割合は表-4のように道路端から地点3までが90%以上であり、また道路から離れた地点4及び対照地点はそれぞれ87%、84%と道路近傍の地点に比べてやや低くなっていた。次に、各地点間の $2\mu\text{m}$ 以上のFeの濃度差をみると、図-19のように、道路から離れるに従って濃度は明瞭に減衰した。一方、 $2\mu\text{m}$ 未満のFe濃度については道路からの減衰は認められず、かつ濃度も低いことから、移動発生源の影響は認められなかった。このよ

うに、 $2\mu\text{m}$ 以上のFeの割合が道路近傍で極めて高く、その濃度の距離減衰が明瞭に認められたのは、自動車走行によって発生する $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子、すなわち土壌の巻き上げの影響が大きくFe濃度に寄与していることが裏付けられた。なお、自動車走行に伴って巻き上げられた土壌は自然由来のものとアスファルト舗装道路の摩耗物が考えられるが、それらの区別については本調査結果からは判断できなかった。

#### 4-3-2 マンガン(Mn)

MnはFeと同様に土壌の影響が考えられる。その粒径分布は、図-8のように、 $2\mu\text{m}$ を谷として二山型になった。各地点の総濃度に対する $2\mu\text{m}$ 以上の割合は表-4のように60~70%と、Feよりも低かったが、 $2\mu\text{m}$ 以上の割合がFeと同様に道路近傍で高く、その濃度の距離減衰は、図-19のように、Feの挙動と極めて類似していることから、 $2\mu\text{m}$ 以上のMnの濃度上昇は自動車走行に伴う土壌の巻き上げといえる。一方、 $2\mu\text{m}$ 未満のMn濃度については、道路からの距離減衰は認められず、移動発生源の影響は現れていないが、総濃度に対する割合はFeよりもかなり高かった。このように、Mnを評価する場合、土壌由来だけでなく、その他の発生源についても考慮しなければならず、それにはMnの粒径分布についての情報が必要となろう。

#### 4-3-3 バナジウム(V)

道路近傍におけるVの濃度上昇は、Fe及びMnと同様な挙動を示したことから、それは自動車走行に伴う土壌の巻き上げが主因と推定し、既に報告<sup>2)</sup>した。今回の調査でも、更にそれを裏付けとなる結果が得られた。

各地点におけるVの粒径分布は、図-9のように、 $2\mu\text{m}$ 付近を谷とする二山型になった。総濃度に対する $2\mu\text{m}$ 以上の割合は、表-4のように、道路近傍ほど高く、道路端で68%、対照地点で45%となり、この傾向はFe及びMnと同様であった。また、各地点間のVの濃度差をみると、図-19のように、 $2\mu\text{m}$ 未満のV濃度については道路からの距離減衰は認められないが、 $2\mu\text{m}$ 以上のV濃度は明らかに道路から離れるに従って減衰しており、自動車によって巻き上げられた土壌の影響が考えられる。

そこで、その影響を検討するため、各地点における $2\mu\text{m}$ 以上のVと $2\mu\text{m}$ 以上のFeの各粒径別濃度の関係をみると、図-20のように、相互の関係が認められ、相関係数も0.91と高かった。更に、 $2\mu\text{m}$ 以上のVについて、土壌由来の寄与を明確にするため、測定地点付近の表層土壌中のFe及びVの含有率(表-3の平均値)を基にして濃縮係数<sup>1),3)</sup>を求めると、各地点のそれは、

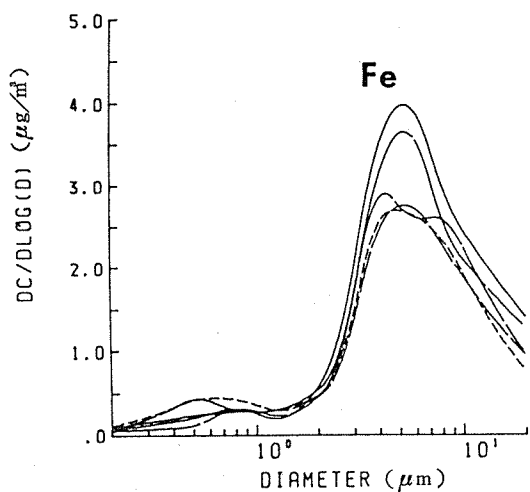


図-7 Feの粒径分布

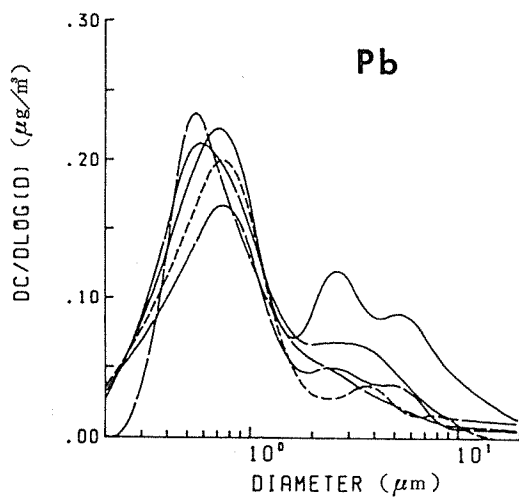


図-10 Pbの粒径分布

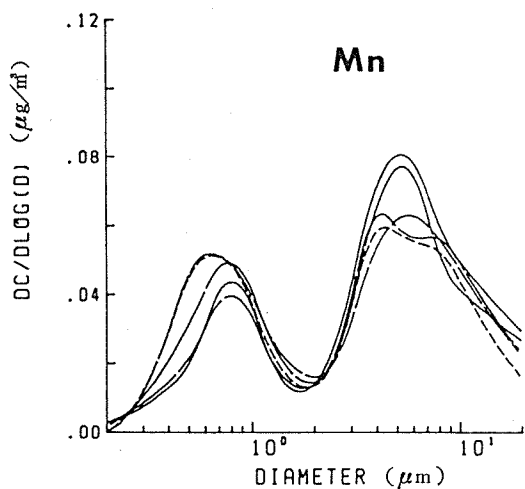


図-8 Mnの粒径分布

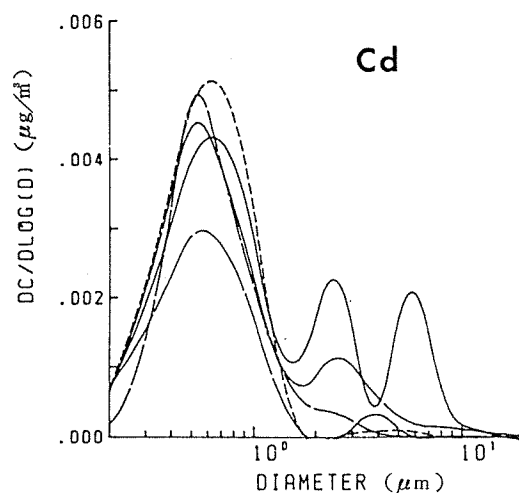


図-11 Cdの粒径分布

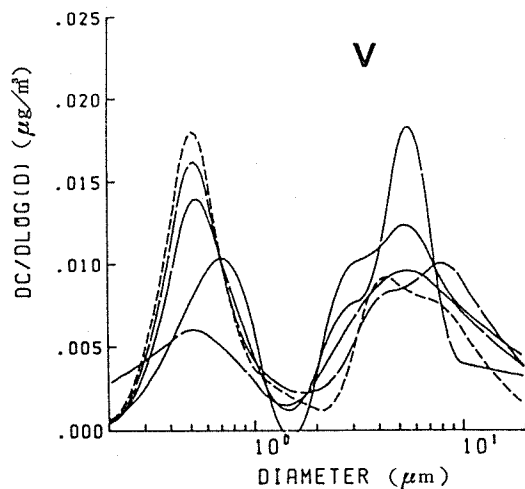


図-9 Vの粒径分布

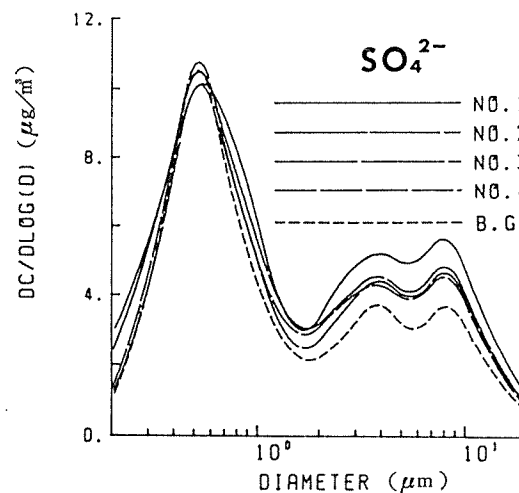


図-12 SO₄²⁻の粒径分布

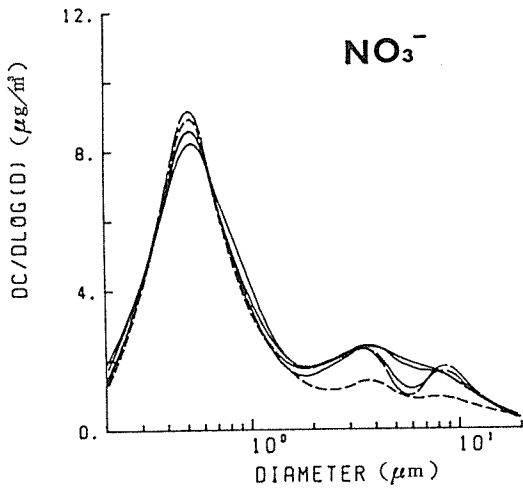


図-13 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>の粒径分布

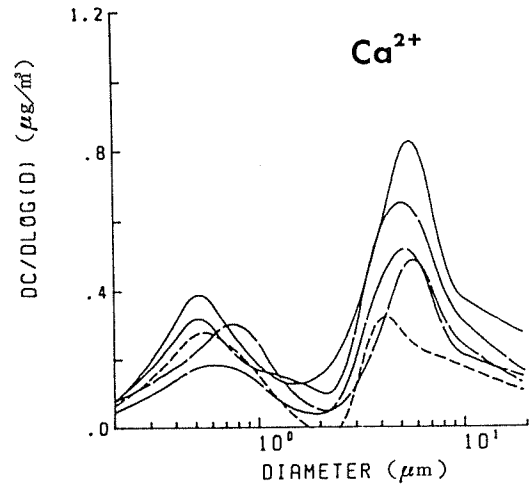


図-16 Ca<sup>2+</sup>の粒径分布

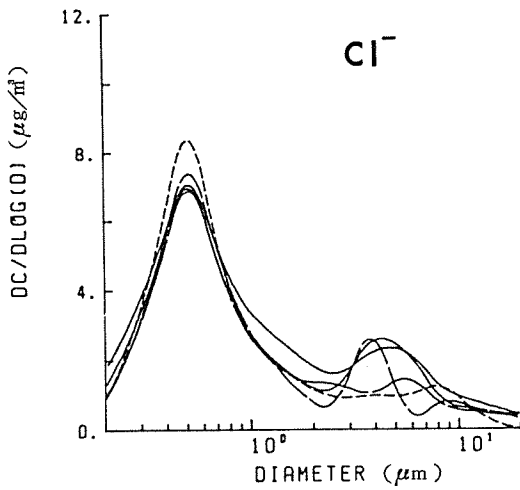


図-14 Cl<sup>-</sup>の粒径分布

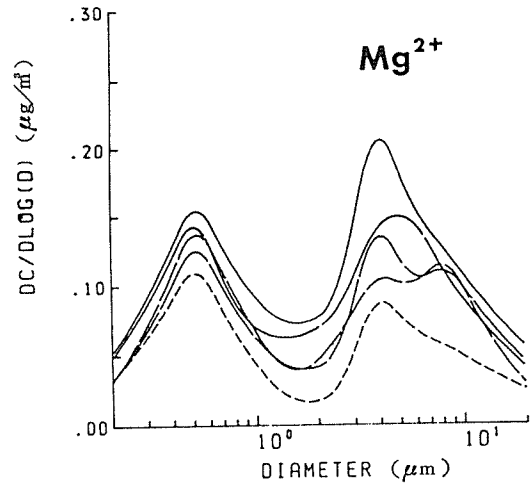


図-17 Mg<sup>2+</sup>の粒径分布

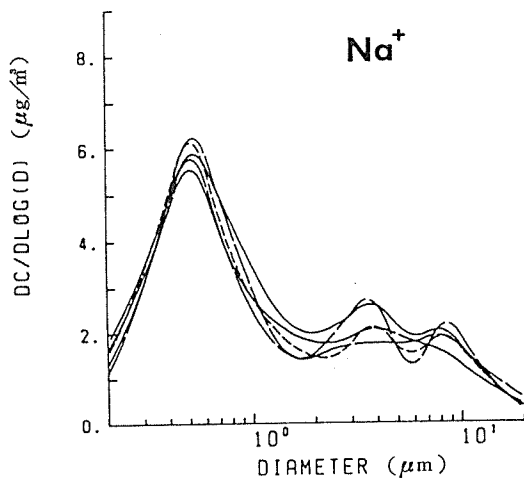


図-15 Na<sup>+</sup>の粒径分布

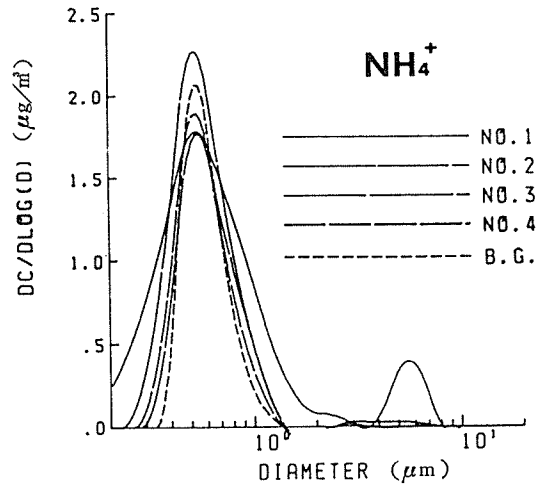


図-18 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>の粒径分布

表-4 各含有成分の粒径別濃度及びその割合

測定物質	地点 1 3m		地点 2 11m		地点 3 26m		地点 4 59m		対照地点 450m	
	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満	2 $\mu$ m以上 2 $\mu$ m未満
浮遊粉じん	83.9 (55)	69.2 (45)	65.7 (51)	62.9 (49)	55.5 (50)	55.9 (50)	49.1 (48)	52.6 (52)	49.7 (50)	49.0 (50)
Fe	2.9 (92)	0.25 (8)	2.7 (91)	0.28 (9)	2.2 (91)	0.21 (9)	2.0 (87)	0.31 (13)	1.9 (84)	0.35 (16)
Mn	0.061 (74)	0.021 (26)	0.057 (69)	0.026 (31)	0.049 (70)	0.021 (30)	0.047 (62)	0.029 (38)	0.042 (60)	0.028 (40)
V	0.010 (68)	0.0046 (32)	0.011 (65)	0.0059 (35)	0.0079 (63)	0.0046 (37)	0.0076 (54)	0.0065 (46)	0.0056 (45)	0.0069 (55)
Pb	0.068 (33)	0.14 (67)	0.053 (31)	0.12 (69)	0.029 (22)	0.10 (78)	0.025 (19)	0.11 (81)	0.017 (12)	0.12 (88)
Cd	0.0009 (26)	0.0025 (74)	0.0004 (15)	0.0023 (85)	0.0001 (6)	0.0017 (94)	0.0001 (4)	0.0023 (96)	0.0000 (0)	0.0027 (100)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	4.4 (40)	6.7 (60)	3.7 (37)	6.4 (63)	3.6 (40)	5.5 (60)	3.5 (37)	5.9 (63)	2.8 (35)	5.3 (65)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1.6 (25)	4.9 (75)	1.6 (25)	4.8 (75)	1.4 (23)	4.6 (77)	1.4 (23)	4.7 (77)	0.96 (18)	4.5 (82)
Cl <sup>-</sup>	1.5 (26)	4.3 (74)	1.5 (29)	3.7 (71)	1.0 (22)	3.6 (78)	1.0 (21)	3.7 (79)	0.86 (17)	4.0 (83)
Na <sup>+</sup>	1.8 (31)	4.0 (69)	1.5 (29)	3.6 (71)	1.6 (33)	3.3 (67)	1.7 (33)	3.5 (67)	1.5 (29)	3.7 (71)
Ca <sup>2+</sup>	0.59 (72)	0.23 (28)	0.41 (67)	0.20 (33)	0.34 (74)	0.12 (26)	0.27 (57)	0.20 (43)	0.20 (56)	0.16 (44)
Mg <sup>2+</sup>	0.14 (56)	0.11 (44)	0.11 (53)	0.098 (47)	0.099 (56)	0.078 (44)	0.085 (51)	0.083 (49)	0.056 (46)	0.066 (54)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.08 (8)	0.92 (92)	0.01 (1)	0.75 (99)	0.00 (0)	0.55 (100)	0.00 (0)	0.57 (100)	0.00 (0)	0.50 (100)

(注) 上段：粒径別の濃度 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )，下段：粒径別の割合 (%)

道路端：1.0，地点2：1.2，地点3：1.0，地点4：1.1，对照地点：0.9となり，各地点とも極めて1に近かった。すなわち，これらの結果より， $2\mu\text{m}$ 以上のVは土壤の寄与が大きく，道路近傍での $2\mu\text{m}$ 以上の濃度上昇は自動車走行に伴う土壤の巻き上げによるものと結論づけられる。

Vは従来から重油燃焼起源の指標物質とされ，その他の発生源からの汚染強度が少ないと考えられているが，石油燃料の使用が重質油から良質油に変換されている現状でVを評価する場合，Vをただちに石油燃焼起源と連断はできず，本調査結果からは土壤由来の寄与も無視できないと考えられる。

#### 4-3-4 鉛(Pb)

各地点におけるPbの粒径分布は，図-10のように， $2\mu\text{m}$ 付近を谷として， $0.6\mu\text{m}$ 付近に中心をもつ大きな濃度ピークが現れ， $2\mu\text{m}$ 未満の微小粒子側に濃度が片寄っていた。総濃度に対する $2\mu\text{m}$ 未満の割合は，表-4のように，道路から離れるに従って高くなり，道路端で67%，对照地点で88%であった。また，各地点間の $2\mu\text{m}$ 未満のPbの濃度差をみると，図-21のように，道路端での濃度は高いものの，道路からの減衰は顕著でなかった。このように，自動車排出ガスの影響が考えられる $2\mu\text{m}$ 未満のPbについて，道路端と一般環境中の濃度差（道路端の濃度/对照地点の濃度=1.2）が小さかったことは $2\mu\text{m}$ 未満のPbの環境中の濃度レベルに対して自動車排出ガスからの発生強度が小さくなっていることを意味している。

一方， $2\mu\text{m}$ 以上のPb濃度は $2\mu\text{m}$ 未満のそれより低い，道路からの距離減衰は，図-21のように，明瞭に認められた。この距離減衰は，道路上の土壤等の堆積物が自動車排出ガス中のPbにより汚染され，その汚染された土壤等が再び自動車走行に伴って巻き上げられた結果によるものと考えられる。

#### 4-3-5 カドミウム(Cd)

各地点におけるCdの粒径分布は，図-11のように，Pbのそれと類似しており， $2\mu\text{m}$ 未満の微小粒径のCd濃度が高く，その傾向は道路から離れるに従って高くなっていった。对照地点及び地点4では $0.5\sim 0.6\mu\text{m}$ 付近に中心を持つ一山型の粒径分布となった。また，各地点間の $2\mu\text{m}$ 未満のCdの濃度差をみると，図-21のように，对照地点及び地点4での濃度が高かった。このことから，自動車排出ガスの影響は小さいと判断できる。一方， $2\mu\text{m}$ 以上のCd濃度の距離減衰はPbと同様に明瞭に認められ，自動車走行に伴う土壤の巻き上げの影響が考えられる。しかし，对照地点での濃度が定量限界以下

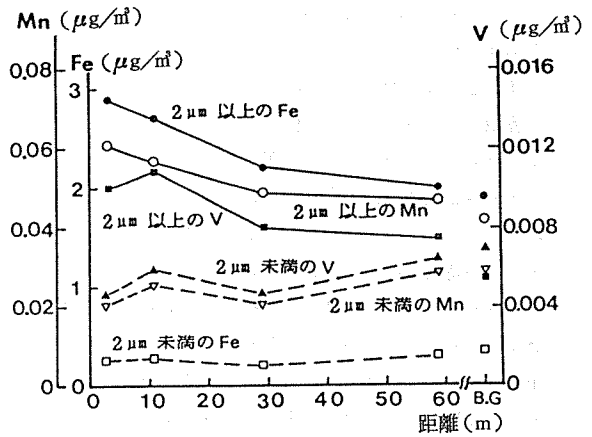


図-19 粒径別のFe, Mn及びVの距離減衰

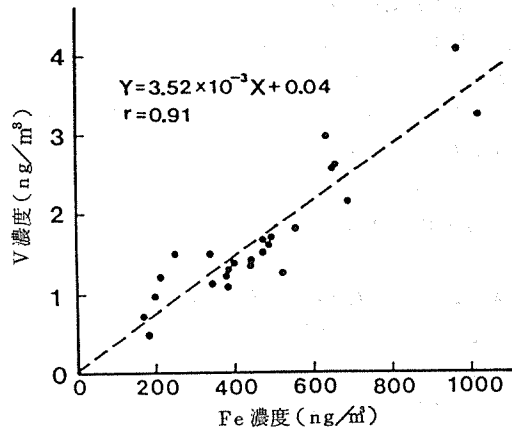


図-20  $2\mu\text{m}$ 以上の各粒径別のFeとVの関係

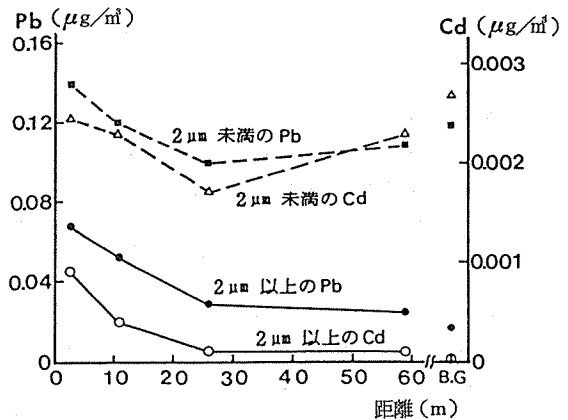


図-21 粒径別のPb及びCdの距離減衰

であることから、一般環境中へのその影響は無視できると考えられる。

#### 4-3-6 亜鉛 (Zn)

各地点におけるZnの粒径分布は、アンダーセンローポリウムエアサンプラーに使用したろ紙(バルフレックスT60A20)にZnが含有していたため、得られなかった。そこで、アンダーセンローポリウムエアサンプラーとほぼ同時期に測定を実施していた10 $\mu$ mカットの多段式ローポリウムエアサンプラー(以下Low-Vol)及び10 $\mu$ mカットなしのローポリウムエアサンプラー(以下T-Low-Vol)によって捕集した浮遊粉じんについてZn分析を行い、その結果を表-5に示した。

表-5のように、Low-Vol及びT-Low-Volによって得られたZn濃度はそれぞれ道路から離れるに従って減衰が認められるが、T-Low-VolによるZnのほうが明瞭な距離減衰を示した。各地点ごとのそれらの濃度を比較すると、T-Low-Volのほうが1.3~1.9倍と高く、またその濃度比は道路近傍ほど高かった。これらのことから、道路近傍におけるZn濃度は粗大粒子に含有しているZn量に依存していることが明らかになった。すなわち、先に4-1で述べた汚染された土壌等の堆積物が自動車走行に伴って巻き上げられた結果と考えられる。

#### 4-3-7 硫酸イオン(SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)

各地点におけるSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の粒径分布は、図-12のように、2 $\mu$ m未満に大きな濃度ピークと2 $\mu$ m以上に二つの小さな濃度ピークが現れ、三山型を示した。総濃度に対する2 $\mu$ m未満のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の割合は、表-4のように、60~65%と2 $\mu$ m以上のそれより高かった。次に、2 $\mu$ m以上及び2 $\mu$ m未満のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の各地点間の濃度差をみると、図-22のように、道路からの距離減衰がそれぞれについて認められた。道路近傍での2 $\mu$ m以上の

表-5 多段式ローポリウムエアサンプラー及び10 $\mu$ mカットなしローポリウムエアサンプラーによるZnの濃度とその比較

	地点1	地点2	地点3	地点4	対照地点
T( $\mu$ g/m <sup>3</sup> )	0.21	0.19	0.16	0.14	0.10
L( $\mu$ g/m <sup>3</sup> )	0.11	0.10	0.10	0.095	0.079
T/L	1.9	1.9	1.6	1.5	1.3

(注)T:10 $\mu$ mカットなしのローポリウムエアサンプラー  
L:多段式ローポリウムエアサンプラー  
T/L:濃度比、濃度は7試料の平均値

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の濃度上昇は、先に4-1で述べたように汚染された土壌等の堆積物が自動車走行に伴って巻き上げられた結果と考えられる。また、2 $\mu$ m未満のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の濃度上昇については、福岡ら<sup>11)</sup>がディーゼル自動車排出ガス中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>は1 $\mu$ m未満の微小粒子中に占める割合が高いと報告していることから自動車排出ガス中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の影響が大きいと考えられる。

一般環境中のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の粒径分布はSO<sub>2</sub>からの変換による二次粒子及び石油燃焼によって直接排出される一次粒子とも2 $\mu$ m未満の微小粒子側に片寄っていると考えられ、2 $\mu$ m以上のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の存在はほとんど問題とされていなかった<sup>12)</sup>。しかし、本調査結果によると、道路近傍での2 $\mu$ m以上のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の存在割合は約40%もあり、その原因がSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>によって汚染された土壌等の堆積物が自動車走行に伴って巻き上げられたため、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の濃度を上昇させるという従来の説明されていたSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の発生過程とは異なった事例が確認できた。

#### 4-3-8 硝酸イオン(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

各地点におけるNO<sub>3</sub><sup>-</sup>の粒径分布は、図-13のように、2 $\mu$ mを谷として0.5~0.6 $\mu$ m付近に中心を持つ大きな濃度ピークと2 $\mu$ m以上に小さな濃度ピークを持つ濃度パターンとなった。総濃度に対する2 $\mu$ m未満の割合は、表-4のように、75~82%であった。次に、各地点間の濃度差をみると、図-22のように、対照地点で2 $\mu$ m以上のNO<sub>3</sub><sup>-</sup>が低いものの、2 $\mu$ m未満及び2 $\mu$ m以上のNO<sub>3</sub><sup>-</sup>の道路から距離減衰は認められなかった。このことにより、移動発生源の直接の影響がないことが再確認できた。

#### 4-3-9 塩素イオン(Cl<sup>-</sup>)

各地点におけるCl<sup>-</sup>の粒径分布は、図-14のように、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>と同様な濃度パターンとなった。総濃度に対する2 $\mu$ m未満の割合は、表-4のように、71~83%であ

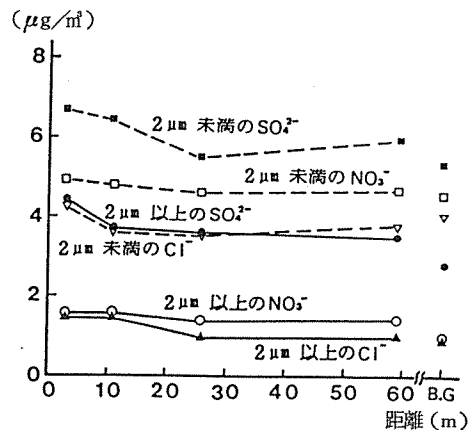


図-22 粒径別のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>及びCl<sup>-</sup>の距離減衰



った。各地点間の濃度差をみると、図-22のように、 $2\mu\text{m}$ 未満及び $2\mu\text{m}$ 以上とも道路端での濃度がやや高くなっているが、その他の地点では濃度差はほとんど認められなかった。

#### 4-3-10 ナトリウムイオン ( $\text{Na}^+$ )

各地点における $\text{Na}^+$ の粒径分布は、図-15のように、 $\text{NO}_3^-$ 及び $\text{Cl}^-$ と同様な濃度パターンとなった。総濃度に対する $2\mu\text{m}$ 未満の割合は、表-4のように、67~71%であった。各地点間の濃度差をみると、図-23のように、 $2\mu\text{m}$ 未満及び $2\mu\text{m}$ 以上とも道路での濃度が $\text{Cl}^-$ と同様にやや高くなっているがその他の地点では濃度差はほとんど認められなかった。

次に、海塩粒子の影響をみるため、各地点における $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Na}^+$ と $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Cl}^-$ の各粒径別濃度の関係をみると、図-24のように、相互の関係は認められず、また、 $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Mg}^{2+}$ とも相関( $2\mu\text{m}$ 以上の各粒径別の $\text{Na}^+$ : $2\mu\text{m}$ 以上の各粒径別の $\text{Mg}^{2+}$ ,  $r=0.33$ ,  $n=25$ )が認められなかったことから、海塩粒子の影響は小さかった。これは、調査時期が冬であったため、南寄りの風(図-3)がほとんど吹き込まなかったことから裏付けられる。

#### 4-3-11 カルシウムイオン ( $\text{Ca}^{2+}$ )

各地点における $\text{Ca}^{2+}$ の粒径分布は、図-16のように、 $2\mu\text{m}$ を谷とした二山型の濃度パターンになった。総濃度に対する $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Ca}^{2+}$ の割合は、表-4のように、56~74%で、道路近傍ほどその割合が高かった。各地点間の濃度差をみると、図-25のように、 $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Ca}^{2+}$ は道路端において異常に高く、道路から離れるに従って明瞭に減衰した。

道路近傍における $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Ca}^{2+}$ について、宮城県公害技術センターによる<sup>13)</sup>と、アスファルト舗装道がスパイクタイヤによって削り取られ、その骨材中の石粉(石灰岩)によって引き起されることを推定している。本調査結果においても、道路端付近の表層土壌の $\text{Ca}^{2+}$ 含有率(表-3)が特に高いことから、道路近傍における $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Ca}^{2+}$ の濃度上昇は自動車走行によるアスファルト舗装道路の摩耗物によって引き起されたと考えられる。このことは、舗装道路の摩耗物が環境中へ影響を及ぼすことを示唆しており、 $2\mu\text{m}$ 以上の $\text{Ca}^{2+}$ がアスファルト舗装道路の摩耗物による環境中への汚染寄与を推定するうえで興味ある成分と考えられる。

また、 $2\mu\text{m}$ 未満の $\text{Ca}^{2+}$ 濃度は道路端において明らかに高く、自動車排出ガス中の粒子状物質に含まれる $\text{Ca}^{3+}$ の影響が考えられる。

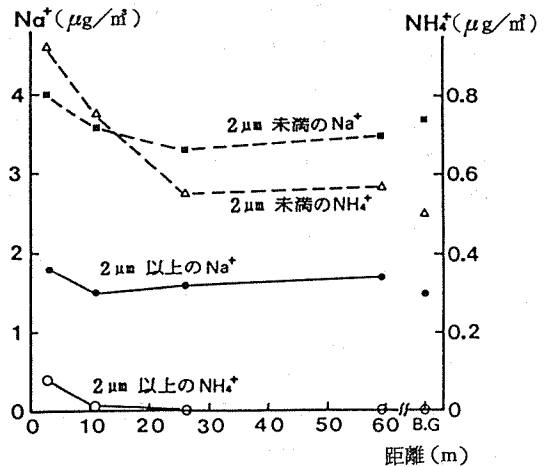


図-23 粒径別の $\text{Na}^+$ 及び $\text{NH}_4^+$ の距離減衰

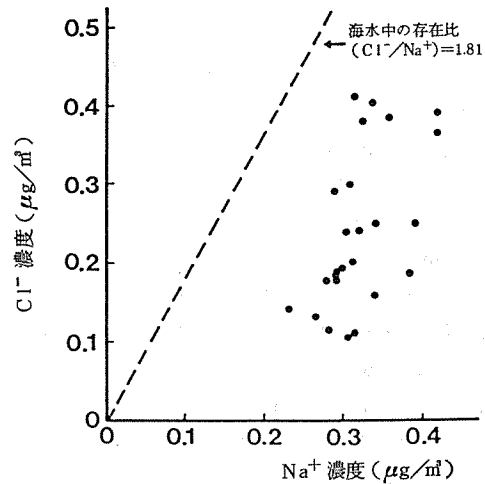


図-24  $2\mu\text{m}$ 以上の各粒径別の $\text{Na}^+$ と $\text{Cl}^-$ の関係

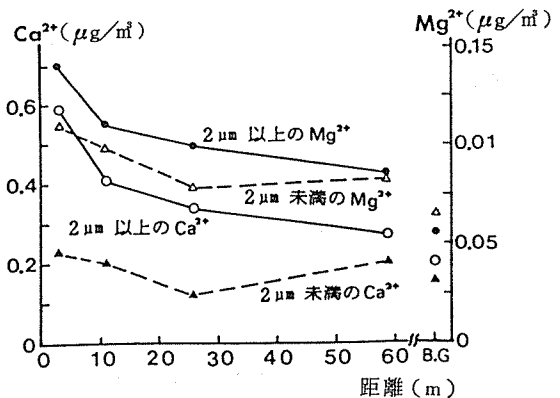


図-25 粒径別の $\text{Ca}^{2+}$ 及び $\text{Mg}^{2+}$ の距離減衰

#### 4-3-12 マグネシウムイオン ( $Mg^{2+}$ )

各地点における  $Mg^{2+}$  の粒径分布は、図-17のように、 $2\mu m$  を谷とした二山型の濃度パターンとなっており、 $Ca^{2+}$  のそれに極めて類似していた。総濃度に対する  $2\mu m$  以上の割合は、表-4のように、46~56%であった。各地点間の濃度差をみると、図-25のように  $2\mu m$  以上の  $Mg^{2+}$  は道路から離れるに従って明瞭に減衰した。

国道1号線の調査<sup>1)</sup>では、 $Mg^{2+}$  は道路近傍で濃度が高かったものの、道路からの距離減衰は顕著でなく、特に  $Na^+$  及び  $Cl^-$  と強い相関が認められたことから海塩粒子の影響と判断した。しかしながら、本調査では、 $2\mu m$  以上の  $Mg^{2+}$  は  $2\mu m$  以上の  $Na^+$  及び  $Cl^-$  よりむしろ  $2\mu m$  以上の  $Ca^{2+}$  との関係が強かった。ちなみに、全地点における  $2\mu m$  以上の  $Mg^{2+}$  と  $2\mu m$  以上の  $Ca^{2+}$  の各粒径別濃度の相関係数 ( $n=25$ ) は 0.89 であった。これらのことから、 $2\mu m$  以上の  $Mg^{2+}$  の距離減衰はアスファルト舗装道路の骨材中の石灰岩を主体とする石粉の影響が考えられる。

#### 4-3-13 アンモニウムイオン ( $NH_4^+$ )

各地点における  $NH_4^+$  の粒径分布は、図-18のように、道路端で  $2\mu m$  以上に小さな濃度ピークが認められるが、各地点とも  $0.6\mu m$  付近に中心を持つ一山型であった。各地点間の濃度差をみると、図-23のように、道路から離れるに従って減衰した。

$NH_4^+$  の道路からの距離減衰については、先の調査では道路近傍と一般環境中の濃度差が認められないことから移動発生源の影響がない成分として報告<sup>1),2)</sup>した。しかしながら、本調査では道路からの距離減衰が認められ、異なった結果が得られた。浮遊粉じん中の  $NH_4^+$  を測定するについては、従来からの方法ではろ紙上に捕集された酸性物質とアンモニアガスが反応し、捕集されることも考えられ、基本的な測定上の問題点もある。更に、使用する紙のアンモニアガスの吸着、捕集した試料の保存状態などの諸問題が内在している。今後、浮遊粉じん中の  $NH_4^+$  についての測定方法を基本的に検討しなければならない。

## 5. まとめ

道路周辺地域における浮遊粉じん及び含有成分の粒径分布、粒径別濃度から次の知見が得られた。

1) 道路周辺地域における浮遊粉じんの粒径分布は都市大気中のそれと同様な  $2\mu m$  を谷とした二山型の濃度パターンとなり、 $2\mu m$  以上の粗大粒子と  $2\mu m$  未満の微小粒子の割合は、道路近傍ほど前者のほうが高かった。また、 $2\mu m$  以上の粗大粒子の距離減衰は  $2\mu m$  未満の

微小粒子のそれより顕著であった。

2) 道路周辺地域における各成分の粒径別濃度の距離減衰は  $2\mu m$  以上の粗大側のものほど顕著であった。特に、 $2\mu m$  以上の Fe, Mn, V, Pb, Zn, Cd,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  の各濃度については、明瞭な距離減衰が認められた。これらのことより、自動車走行に伴う土壌、汚染土壌及びアスファルト舗装道路の摩耗物等の巻き上げが確認できた。

3) 各地点における各成分の  $2\mu m$  以上と  $2\mu m$  未満の濃度を比較すると、道路近傍ほど  $2\mu m$  以上の割合が高くなる傾向が認められた。道路端において、 $2\mu m$  以上の割合が約70%以上となった成分は Fe, Mn, V,  $Ca^{2+}$  であった。

4) 各地点における各成分の粒径分布が  $2\mu m$  を境として極めて粗大側、または微小側に片寄っているものが確認できた。各成分を分類すると以下ようになる。

①各地点において  $2\mu m$  以上の割合が約60%以上となった成分 Fe, Mn,  $Ca^{2+}$

②各地点において  $2\mu m$  未満の割合が約60%以上となった成分 Pb, Cd,  $NH_4^+$ ,  $Na^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$

5) 自動車排出ガスの直接の影響が考えられる  $2\mu m$  未満の Pb 及び  $SO_4^{2-}$  は道路近傍で濃度が高いものの、 $2\mu m$  以上の Fe 及び Mn 等のような明瞭な距離減衰を示さなかった。

6) 道路周辺地域における  $2\mu m$  以上の V は  $2\mu m$  以上の Fe と相互の関係を示したことで、更に各地点における  $2\mu m$  以上の V の濃縮係数(基準元素: Fe)が極めて1に近かったことから、 $2\mu m$  以上の V については、土壌起源のものが主因と推定できた。

7)  $2\mu m$  以上の  $SO_4^{2-}$  の距離減衰と道路端付近での  $SO_4^{2-}$  の土壌汚染から、道路近傍での  $2\mu m$  以上の濃度上昇は自動車走行に伴う汚染された土壌及び堆積物の巻き上げによって起きることが確認できた。

## 6. おわりに

道路近傍における浮遊粉じんの濃度上昇は、 $2\mu m$  以上の粗大粒子及び  $2\mu m$  以上の各成分の距離減衰から、自動車走行に伴う汚染土壌等の堆積物の巻き上げによる寄与が極めて大きいことが再確認できた。しかしながら、自動車排出ガス中の粒子状物質の影響割合については、道路近傍においてその指標となる  $2\mu m$  未満の微小粒子、Pb 及び  $SO_4^{2-}$  の距離減衰が土壌由来成分等のように顕著でなかったことから、判断できなかった。今後、自動車排出ガス中の粒子状物質の影響を明確にするには、道路周辺地域において、その主成分である元素炭素及び有

機炭素の実態把握が必要となろう。

## 文 献

- 1) 新井久雄他：自動車排出ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第5報)道路周辺地域における浮遊粉じん及びその含有成分，横浜市公害研究所報第6号，75～85(1981)。
- 2) 新井久雄他：自動車排出ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第7報)道路周辺地域における浮遊粉じん及びその含有成分(Ⅱ)，横浜市公害研究所報第7号，15～26(1982)。
- 3) 横浜市公害研究所：浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書(昭和58年1月)。
- 4) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討，横浜市公害研究所報第8号，103～110(1983)。
- 5) 吉田謙一他：エネルギー分散型けい光X線分析法の検討(第1報)，川崎市公害研究所年報第9号，42～53(1981)。
- 6) 土壤養分測定法委員会編：土壤養分分析法，農林省農林水産技術会議事務局監修，養賢堂(1976)。

7) 土木学会編：土木工学ハンドブック下巻，第31編道路，技報堂(1975)。

8) Philip K. Hopke *et. al.* : Multielemental characterization of urban roadway dust, *Environ. Sci. Technol.*, 14, 164 ~ 172 (1980).

9) 豊沢真一他：都市大気におけるゴム粉じんの挙動，大気汚染学会誌，13，101～105(1978)。

10) 鈴木正雄：アンダーセンサンプラーによって得られた浮遊粉じんの粒度分布の作図法の改良，横浜市公害研究所第8号，23～29(1983)。

11) 福岡三郎他：小型ディーゼル車からの汚染物質排出実態，東京都公害研究所年報1981，10～11。

12) S. Kadowaki : Size distribution of atmospheric total aerosols, sulfate, ammonium and nitrate particulates in the Nagoya area, *Atmos. Environ.*, 10, 39 ~ 43 (1976).

13) 宮城県公害技術センター報告書：スパイクタイヤ装着地域における道路粉じん実態調査報告書(昭和57年7月)。

# 人工衛星と航空機の同時観測による光化学汚染気塊の 空間分布と海風前線の構造に関する解析（第1報）

鶴田 治雄\*

## 要 旨

関東地方上空で同時刻に得られた人工衛星の LANDSAT と“ひまわり”の画像、航空機による大気境界層内の汚染物質の測定、さらに地上における大気環境常時監視測定の結果を総合的に解析した結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 人工衛星の画像から、海風前線付近で積雲が密集して発生していることが確認された。この海風前線の幅は10 km以上と規模が非常に大きかった。その原因は、海陸風が関東地方全域をおおう大規模な海陸風循環であったためであり、さらに、東京都市域のヒートアイランドによる上昇気流が加わっていたと推測される。
- (2) 海風前線は、1次汚染物質だけでなく、光化学反応で生成された $O_3$ やエアロゾル等の2次汚染物質、さらには、都市域で排出された人工熱を、上層に運ぶ役割りを果している。
- (3) 1日だけでなく、2日以上にわたって関東地域上空に、光化学汚染気塊が滞留していることが、航空機観測だけでなく、人工衛星の画像からも確認された。

なお、人工衛星の画像の汚染気塊の分布の定量化を今後行う予定である。

## 1. はじめに

人工衛星から得られる地球表面の画像は、測定されたその放射輝度を用いて温度や雲だけでなくエアロゾルに関する情報が得られるので、気象学や環境科学の研究にとって非常に参考となる。自然界や人為的に排出あるいは生成されるエアロゾルの気塊(hazy air mass)は、地上の測定だけでなく、GOES, NOAA VHR LANDSATあるいは“ひまわり”(GMS)等の人工衛星の画像からも、最近、識別されるようになった。

自然界で発生するエアロゾルに関しては、アフリカ大陸のサハラ砂漠から舞い上がるダストが、大西洋を越えてカリブ海方面へ運ばれていることが、人工衛星の画像解析からも確認された<sup>1-2)</sup>。アジア大陸のゴビやアラシャン砂漠等から舞い上がるダストは、“黄砂”現象として日本の春によくみられるが、中国から日本へ運ばれていく時の空間分布とその経日変化が、日本が打ち上げた静止気象衛星“ひまわり”(GMS)の画像で得られてい

る<sup>3-6)</sup>。なお、黄砂はさらに太平洋上を東方へ輸送され、ハワイ<sup>7-8)</sup>、アラスカ<sup>9)</sup>、あるいはエニウエック島<sup>10)</sup>方面まで運ばれていることが、地上におけるエアロゾルの分析からわかった。

一方、米国中部から東部にかけて、大気安定度の大きい気象条件の時に、広範囲にしかも数日間にわたって視程が10 km以下と低くなり、 $O_3$ やエアロゾル濃度が高くなることから、地上測定からわかった。この現象は、これらの汚染物質が500~1,000 km以上も長距離輸送されるためである、と推測された<sup>11-14)</sup>。これらのエアロゾルの主成分は、火力発電所等から大量に排出された $SO_2$ が光化学反応により変質して生成された硫酸塩( $SO_4^{2-}$ )粒子であることが、航空機観測から明らかとなった。<sup>15-16)</sup>このエアロゾルの汚染気塊は、高気圧の移動に伴ってゆっくりと北米大陸上を東方へ移動していくことが、人工衛星の画像からも確認されている<sup>17-20)</sup>。なお、このような $SO_4^{2-}$ の長距離輸送は、北米大陸だけでなく、ヨ-

Comparative analysis of satellite imagery and aircraft measurements for spatial distributions of photochemical air mass and vertical structure of sea breeze front (I)

\*Haruo Tsuruta, 横浜市公害研究所大気部門

ロップでも起こっており<sup>21)</sup>、酸性雨現象と深く関係があることは、すでによく知られている。

さて、日本においては、大気汚染の研究に人工衛星の画像を利用したことは、これまでなかったが、最近、LANDSATの画像を用いて、鶴田<sup>22)</sup>が、関東地域の光化学汚染気塊について、初めて紹介した。この画像が撮影された時期に、筆者も参加した光化学大気汚染に関する立体調査が実施されていた。そこで、これらの資料と地上の汚染物質に関するデータとを併せて、海風前線の構造と光化学汚染気塊の空間分布とについて、総合的に解析した結果を報告する。なお、ほぼ同時刻に人工衛星と航空機と地上とで得られた光化学大気汚染に関する資料の解析が行われたのは、今回が初めてである。これらの総合解析によって、以下に述べるように、海風前線の構造や光化学大気汚染に関する科学的知見が、一段と深くなった。なお、これらの定量的な解析は、今後行う予定である。

## 2. 解析資料

解析に用いた資料は、次のとおりである。

- (1) 人工衛星の画像は、米国が打ち上げたLANDSAT-2号と、日本が打ち上げた静止気象衛星“ひまわり”(GMS)とを用いた。
- (2) 光化学大気汚染に関する立体調査のデータは、1979年夏期に、南関東地域において、国立公害研究所、環境庁大気保全局(光化学大気汚染予測システム設定調

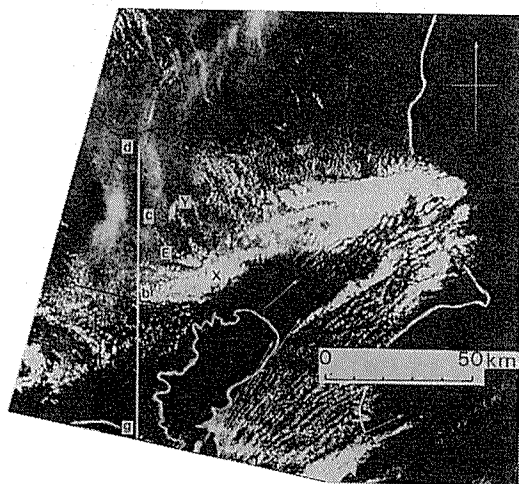


写真1

人工衛星ランドサットによる関東地域の画像(1979年8月1日09時30分)。南北の測線gは、上空で汚染物質に関する測定を実施した航空機の飛行経路。なお、白線は海岸線の輪郭を示す。

査検討会)を中心に、埼玉県公害センター、川崎市公害研究所、千葉県公害研究所および横浜市公害研究所等が共同で実施した調査資料を用いた。この調査は、1979年7月31日から8月2日まで実施され、4機の航空機を用いて汚染物質の立体分布を測定し<sup>23)</sup>、また、19地点で上層風の連続観測により局地風の立体構造とその日変化を測定した<sup>24)</sup>。なお、これらの調査結果の概要は、すでに報告書<sup>25~27)</sup>に示されている。

(3) 地上の風や汚染物質濃度は、関東地方の常時監視測定資料を利用した。

なお、光化学大気汚染注意報は、7月29日から7月31日まで3日間、南関東地域(埼玉県、東京都、千葉県、神奈川県)で発令され、8月1日は、埼玉県と北関東地域の栃木県で発令された。

## 3. LANDSATからみた海風前線と光化学汚染気塊

LANDSATは、その軌道高度が約900kmで地球表面の分解能は約80mと非常に大きい。約18日の周期で同一地点の上空を通過し、関東地域上空は、9時30分頃に通過する。それ故、LANDSATの画像から、物理量の時間変化を追跡することは困難であるが、空間変化を、地上付近での同時観測データとを併せて解析することが出来れば、地上付近では得られない有効な情報を与えてくれるであろう。

写真1は、1979年8月1日の9時30分における、LANDSATによる関東地方の画像である。

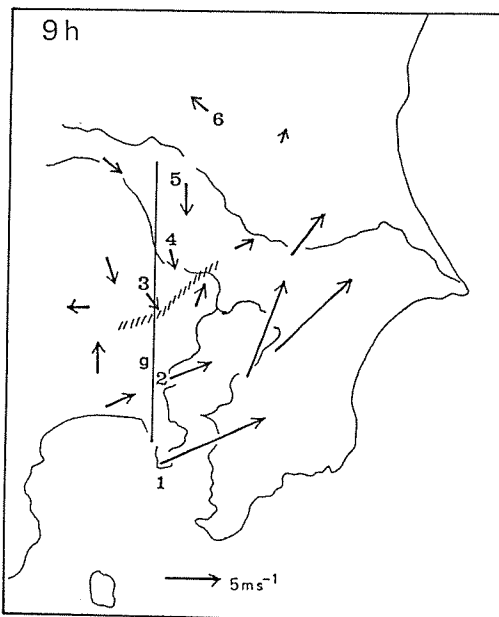


図-1 8月1日9時の高度600mにおける風の水平分布(斜線は海風前線の位置を示す)

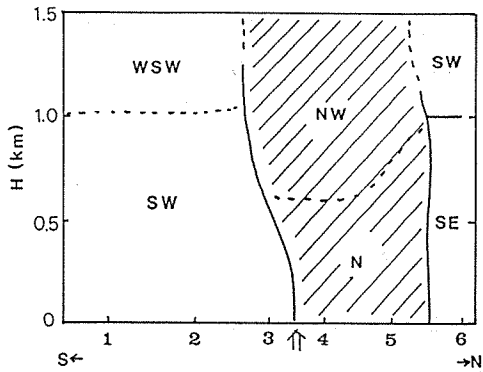


図-2 8月1日9時の南北方向の風向の鉛直断面図  
(矢印は海風前線の位置、横軸の数字は図-1に示した地点)

### 3-1 海風前線

写真1の特徴は、白い斑点となっている雲と、陸上における白っぽく不透明に濁っている部分が存在していることである。最初に雲の空間分布に注目してみよう。図-1は、8月1日9時における高度600mでの風の分布を示したものである。これによれば、東京北東部に東西に存在している積雲の密集域(写真1のX)より北側では弱い北西～北の風であったが、それより南～東側では南西の風が吹いていた。それ故、この積雲の密集域は、海風前線付近であることがわかった。南西の風は、相模

湾から東京湾上を通過して鹿島灘へ吹き抜ける大規模な海風であり、図-2の上層風の南北方向の鉛直断面図に示すように、その厚さは1500m以上にも及び、前日の7月31日の午後から吹き始めて、夜間もひき続き吹いていた。一方、内陸部の北西～北寄りの風は、7月31日の夜中から8月1日の未明にかけて、関東西部で吹き始め、その厚さが最大1000mにも及んでおり、次第に南東方向へ進み、早朝6時頃には東京東部上空にまで到達した。この北西風は、鶴田ら<sup>28)</sup>によって1973年夏に初めて観測され、その後、藤部・浅井<sup>29)</sup>の解析によって、関東地方全域をおおう局地風系の一部(広義の陸風)であることが、すでに明らかにされている。しかし、地上付近の風は非常に弱くなるため、上層で大規模な北西風が存在したことは、地上風だけからははっきりと認識できなかった。その原因は、夜間から早朝、陸上では放射冷却によって気温の逆転層が形成されて大気が非常に安定になったためである。ところで雲の発生状況を詳細に調べると、海風前線の北側の陸風領域でも、積雲が発生している(写真1のY)が、その密集度は、海風前線付近のそれよりもはるかに小さい。さらに、積雲の発生している地域は、開発されて都市化し人口密度の高いところであり、大きな河川(たとえば荒川)や田畑のところでは、雲がほとんど存在していない。これは、人為的に排出された熱の影響が強いところで積雲が発生しているこ

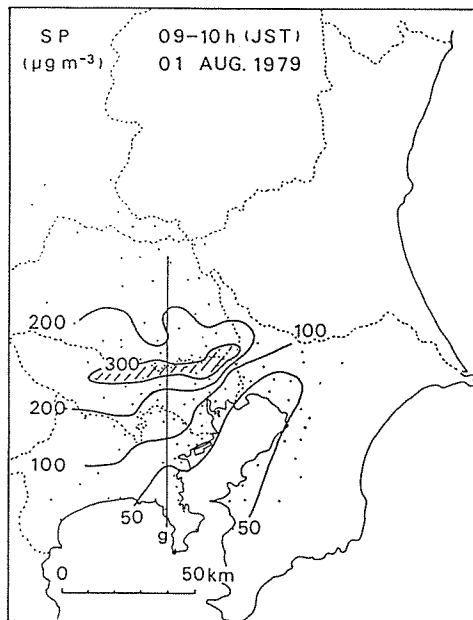


図-3 1979年8月1日10時におけるエアロゾル濃度(単位は $\mu\text{g m}^{-3}$ )。黒い点は常時監視観測地点

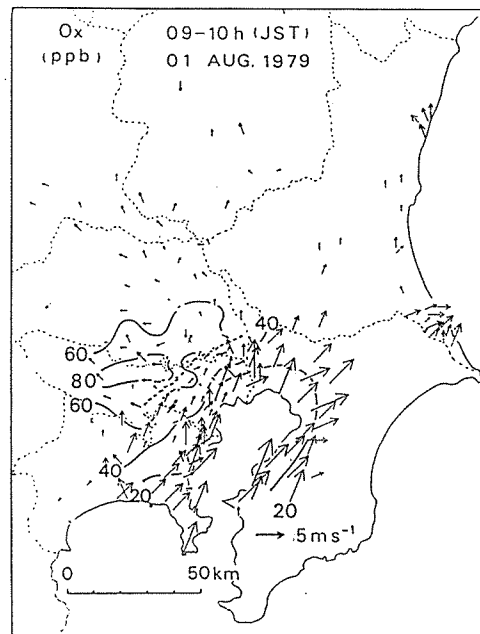


図-4 1979年8月1日10時の地上風とOx濃度(単位ppb)の水平分布

とを示している。それ故、海風前線付近の積雲が密集していた東京東部は、人為的な排出熱量が大きいので、機械的な収束だけでなく、ヒートアイランドの影響による上昇気流も加わっていたと推測される。また、海風前線の幅も10km以上と非常に大きかった。

### 3-2 光化学汚染気塊

写真1で、海風前線付近の積雲の密集地域は、白っぽくぼやけており、LANDSATが受けた放射輝度が強かったことを示している。一方、その南側の大規模な海風領域では放射輝度が弱く大気が非常に澄んでいたことがわかる。また、海風前線の北側では、海風前線付近よりは薄いが、やはり白っぽくぼやけていた。超高層大気中では、このような小規模な大気中の乱れは存在していないので、この放射輝度の違いは、大気境界層付近のエアロゾル濃度の分布に原因があると考えられる。図-3は8月1日の10時の、常時監視測定網で光散乱法によって測定されたエアロゾル(SP)濃度の水平分布である(数値は、9時から10時までの1時間値で、F値による補正をしていない)。エアロゾル濃度は、東京湾岸地域では $50\mu\text{g m}^{-3}$ 以下と非常に低かったが、海風前線付近では、 $300\mu\text{g m}^{-3}$ 以上と最も高く、また、海風前線より北側や西側でも $100\sim 200\mu\text{g m}^{-3}$ であり、写真1の放射輝度分布とよく対応していたことが推測される。

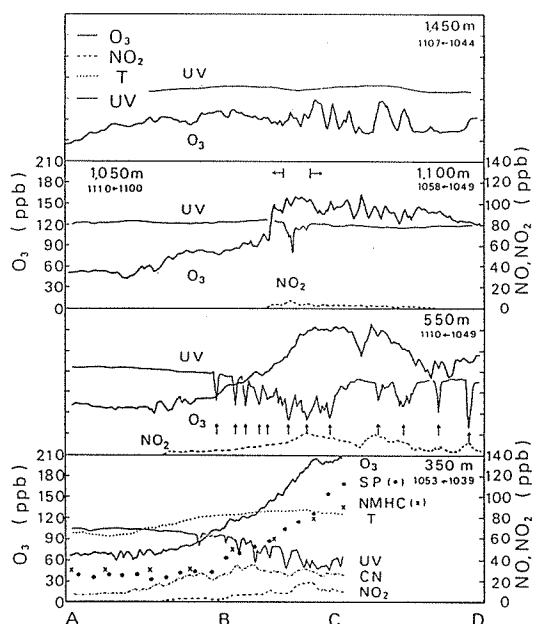


図-5 測線g上の4高度における $\text{O}_3$ 、 $\text{NO}_2$ 濃度、紫外線(UV)量、エアロゾル個数濃度(SP)、非メタン炭化水素濃度(NMHC)、凝縮核濃度(CN)、気温(T)の水平分布(1979年8月1日10:30~11:10)

図-4は、8月1日10時における $\text{O}_x$ 濃度の水平分布である。エアロゾル濃度の分布と同様に $\text{O}_x$ 濃度も、東京湾岸地域の海風領域では20ppb以下と低かったが海風前線付近では60~90ppbと高かった。

これらから、写真1でみられる汚染気塊は、1次汚染物質だけでなく光化学反応によって生成されたエアロゾルや $\text{O}_x$ を含んでいると推測される。

### 4. 航空機観測による汚染物質の立体分布

写真1の画像が撮影された直後の8月1日の10時30分から11時にかけて、写真1の測線g上の4高度(350m, 550m, 1,050m, 1,450m)で、航空機により測定された、 $\text{O}_3$ 、 $\text{NO}_x$ 、気温、紫外線量の立体分布を、図-5に示した。また、高度350mでは、その他に凝縮核(CN)、粒径 $0.3\mu\text{m}$ 以上のエアロゾル<sup>30)</sup>、炭化水素の濃度、相対湿度の測定がなされたので、その結果を、同時に示した。これらの結果によれば、高度350m, 550mの海風前線付近では、 $\text{O}_3$ 濃度は150~200ppbと最高を示したが、紫外線量は逆に最低となった。この紫外線量の減少は、高度350mでのエアロゾルの個数濃度と地上のエアロゾル濃度の分布によれば、エアロゾル濃度が海風前線付近で最も高くなったためによるものである。さらに、高度350mの $\text{O}_3$ とエアロゾル個数濃度とが非常に良く対応しており、また、1次汚染物質のNMHC

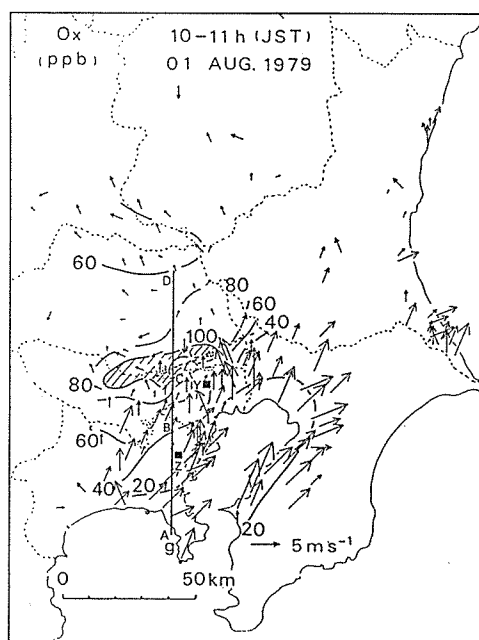


図-6 1979年8月1日11時の地上風と $\text{O}_x$ 濃度(斜線内は $\text{O}_x$ 濃度が100ppb以上の地域) 測線gは航空機のフライトコース

濃度が海風前線付近で最も高いことから、 $O_3$  もエアロゾルも、光化学反応により生成されたものが含まれていることを意味している。さらに、海風前線付近では、前線の北側および南側より1~2℃も気温が高かったので海風前線付近における上昇気流は、機械的な収束だけでなく、東京都市域のヒートアイランドによる影響が加わったと考えられる。

一方、図-6は、8月1日11時における地上風と $O_x$ 濃度の分布である。海風前線は、9時よりやや北に移動し、 $O_x$ 濃度が100ppb以上の区域は、海風前線付近に存在していた。

これらの地上、航空機および人工衛星のデータは、非常に良く一致しており、海風前線付近では、強い上昇気流により、1次汚染物質だけでなく、光化学反応で生成した $O_3$ やエアロゾル、さらに都市で排出された人工熱までも上層に運ばれていることがわかった。

なお、10時における気温の鉛直分布によれば、東京大手町では高度900~1,500mに気温の等温層が存在していたので、11時頃の混合層高度は1,000m前後であると推測され、図-5の1,450mにおける海風前線付近での $O_3$ 濃度の激しい変動は、雲によって混合層を突き抜けてきた下層の汚染大気のためであると考えられる。

なお、図-7に11時の高度600mにおける上層風を示したが、9時にはまだ存在していた北寄りの風は消滅し、海風前線の北側でも弱い南ないし南東風が吹き始め

ていた。この風は、中部山岳地帯方面へ吹き寄せられるものであるが、午前中はまだ、南側の大規模な南風との間に明確な収束帯が存在していた。

## 5. 気象衛星「ひまわり」から見た海風前線の移動と汚染物質の輸送

LANDSATは、前述したように、地上での分解能が80mと非常に大きく、海風前線による局地的な雲の存在まではっきりと識別できた。一方、日本の静止気象衛星「ひまわり」は、その使用目的が異なり、その静止高度は35,800kmとLANDSATより約40倍も高いので、写真1のような大きな分解能はないが、3時間毎に連続に画像が得られている。そこで、写真1を参考にして、「ひまわり」の画像をながめてみよう。

写真2は、「ひまわり」による8月1日の9時、12時、および15時の可視画像である。9時では、写真1と同様な地域に東西方向に雲が存在しており、その北側は、やや白っぽくぼやけているのがわかる。12時になると、この雲は9時の位置より北側に存在しており、海風前線が北へ移動したことを示している。なお、埼玉南部での雲は9時よりも、その放射輝度が強かったことから、発達したことが推測される。なお、15時の画像では、雲の存在はあまり明瞭ではなくなった。

図-8は、8月1日12時の地上風と $O_x$ 濃度の分布である。太平洋沿岸地帯からの大規模な南寄りの海風と、関東および中部山岳地帯へ吸い寄せられる南~南東風との間に収束帯が存在し、埼玉県南部では風速が最も弱く、この付近に海風前線が存在していることがわかった。海風前線の付近では、 $O_x$ だけでなく、図-9に示すように、エアロゾルの濃度も高かった。

図-10は、8月1日15時の地上風と $O_x$ 濃度の分布である。大規模な南寄りの海風は、少なくとも埼玉北部から群馬および栃木県の南部にまで達しており、光化学汚染気塊は、 $O_x$ の高濃度域にみられるように、北関東の山麓地帯に移動していた。一方、大規模な南寄りの海風におおわれた埼玉以南の地域では、 $O_x$ もエアロゾルの濃度も、低くなっていた。

次に、図-11は、8月1日15時頃に実施された航空機観測による $O_3$ 濃度や紫外線量等の立体分布である。地上と同様に上層でも、埼玉県北部で $O_3$ 濃度は180ppb以上と高く、その南側の海風域では90ppbと低く、大規模な海風により汚染気塊が北方へ輸送されたことを示している。即ち、関東および中部山岳地帯へ吸い寄せられる南寄りの風と太平洋側から吹く南寄りの風とがさらに発達したので、海風前線および汚染気塊の移動速度が

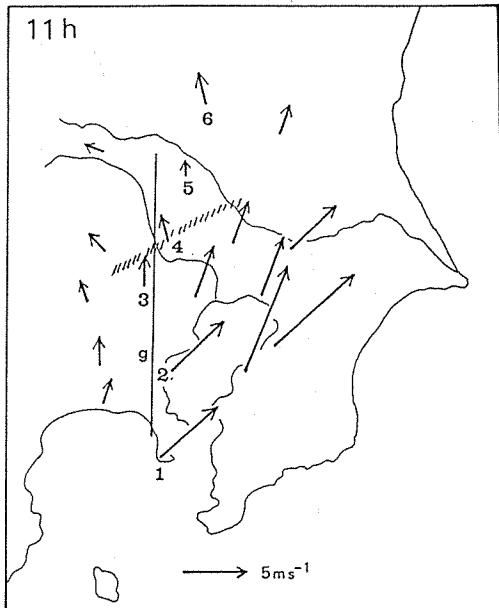
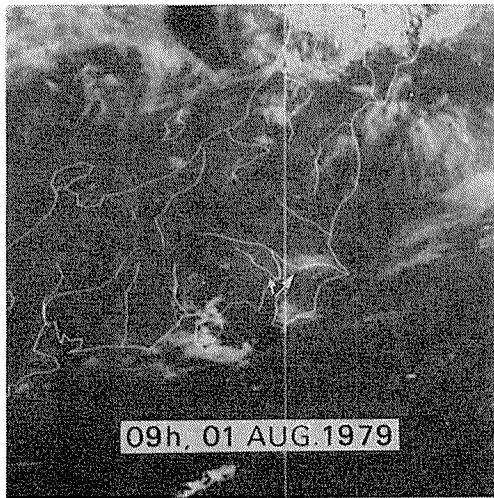
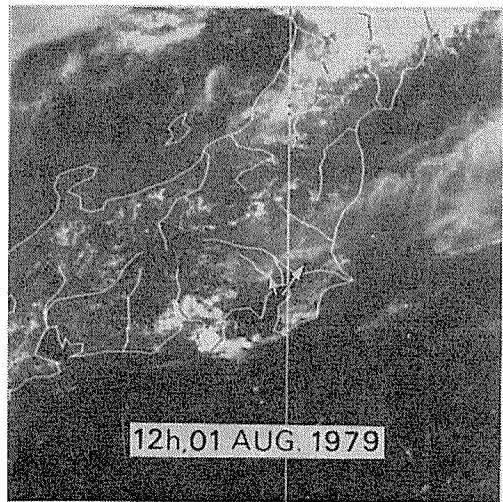


図-7 8月1日12時の高度600mにおける風の水平分布(斜線は海風前線の位置を示す)





(1) 8月1日09時



(2) 8月1日12時

写真2 “ひまわり”の可視画像による海風前線の移動状況。矢印は海風でその先端の白い部分が海風前線付近の雲を表わす  
(1979年8月1日)

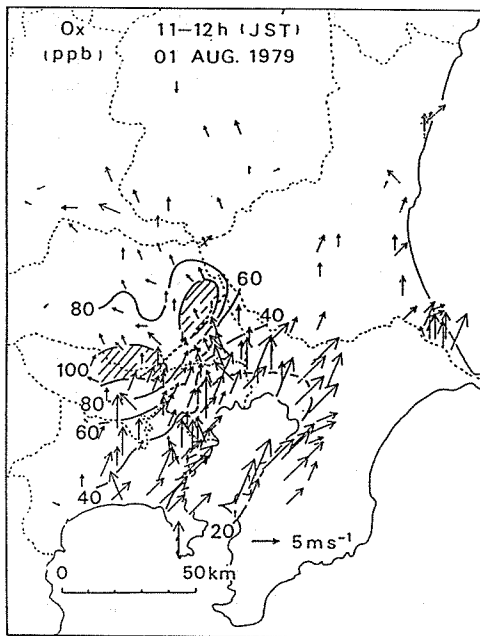


図-8 1979年8月1日12時における地上風とOx濃度(……は海風前線の位置を示す)

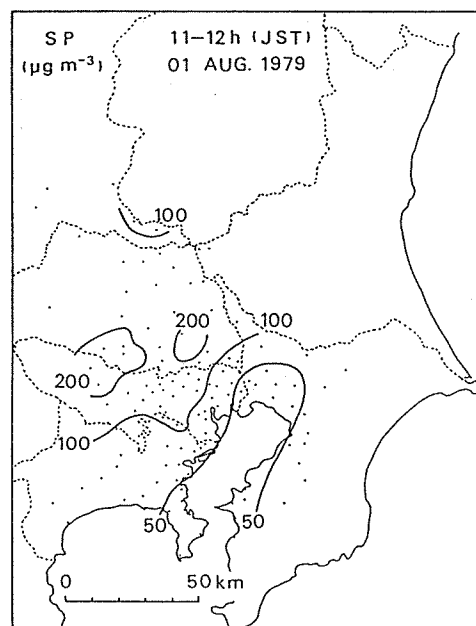


図-9 1979年8月1日12時における地上のエアロゾル濃度

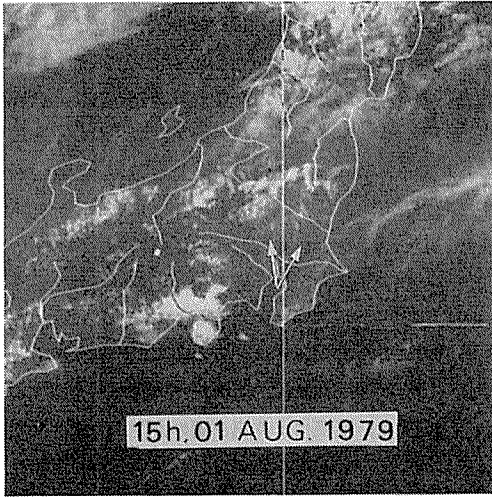


写真2 (3) 8月1日15時

速くなったものと考えられる。これらの現象は、調査期間中笹野ら<sup>31)</sup>が浦和(写真1のE点)で実施していたレーザーレーダによる大気境界層の日変化の測定結果とよく対応していた。すなわち、エアロゾル濃度からみた混合層は、11時30分頃まで高度700mで一定であったがその後急激に混合層高度が増加して、12時過ぎには

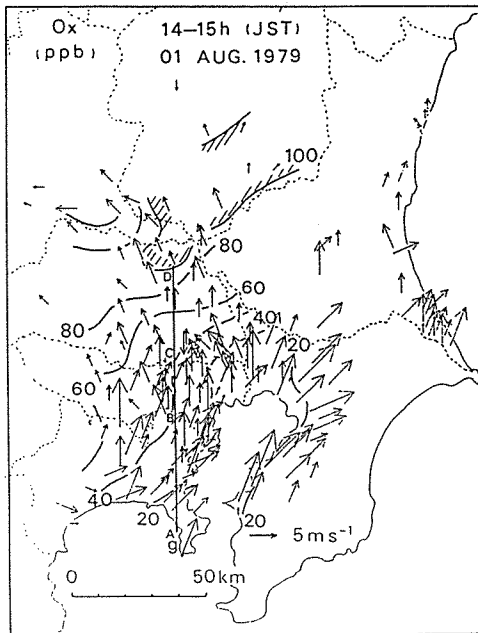


図-10 1979年8月1日15時の地上風とOx濃度 (斜線内はOx濃度が100ppb以上の高濃度域)

1,400mにも達し、下層のエアロゾル濃度は急速に減少し、上層にその濃度の高い層が形成されていた。

なお、この汚染気塊は、地上でのOxやエアロゾル濃度のデータによれば、夕方には栃木県北部の黒磯方面でOx濃度が高くなり、また長野県小諸で東寄りの風に変化してエアロゾル濃度が急激に $150\mu\text{g m}^{-3}$ と増加したことから、これらの地域まで輸送されたことを示している。

## 6. 考察

### 6-1 海風前線の構造と汚染物質の輸送に果たす役割

海陸風の観測および理論に関する研究は、古くから行われており、それまでの研究結果を、中山<sup>32)</sup>、菊地<sup>33)</sup>、およびAtkinson<sup>34)</sup>がまとめている。また、最近では、相模湾域で、大気汚染との関連で、海陸風現象の詳細な調査研究が行われた<sup>35)</sup>。

その中で、海風前線付近では、強い上昇気流が存在し、その上層では積雲が発生していることが、観測から得られている。このことは、人工衛星の画像からも確認されている。Lyons and Cole<sup>36)</sup>はミシガン湖岸に発生する湖風前線付近の上層で積雲が、海岸線と平行に帯状に発生していること、また、Pielke<sup>37)</sup>もフロリダ半島の沿岸地域に積雲が発生していることを、報告して

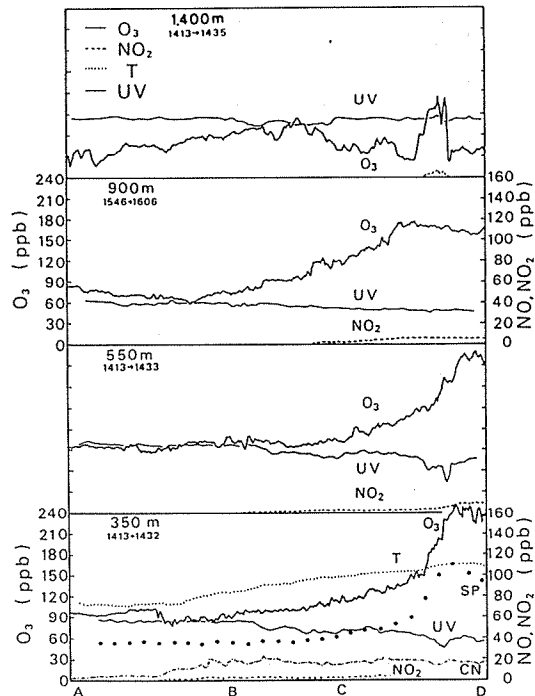


図-11 測線g上の4高度におけるO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>濃度と紫外線量(UV)等の水平分布 (1979年8月1日14:13-14:35)

いる。また、海風前線の幅は、たかだか数km以内であることが、観測から得られている。この上昇気流は、機械的な収束によるものであることは、数値計算の結果からも得られている。

しかし、今回報告した事例では、LANDSATの画像からみられるように、積雲の集中度が大きく、また、海風前線の幅を積雲の発生地域とすると、その幅は少なくとも10km以上であり、これまでの観測例と大きく異なっていることが特徴である。この理由として、次の2点が考えられる。1つは、海風が、狭義の意味での海風—沿岸地域に固有な海風—ではなく、より大規模な海風(あるいは一般風に近い)であったためである。また、夜間から早朝にかけての北寄りの陸風も、狭義の陸風ではなく、関東地域をおおう大規模な循環による陸風であり<sup>28-29</sup>、その厚さも1,000m以上であった。それ故、海風前線付近での機械的な収束が、モデル化した数値計算や観測例よりも大きくなっていると考えられる。他の1つは、航空機観測から、東京北部の海風前線付近の上層の気温が、1~2℃も周囲より高かったので、

都市域のヒートアイランドによる上昇気流が、加わっていることである。これまで、都市域のヒートアイランド現象は、特に冬季に明瞭に観測されており<sup>38</sup>、また、東京都域のヒートアイランドによる風系の存在が、藤部・浅井<sup>39</sup>の解析によって明らかにされている。このように海陸風現象に、都市の人工熱が影響を与えていることが推測された。

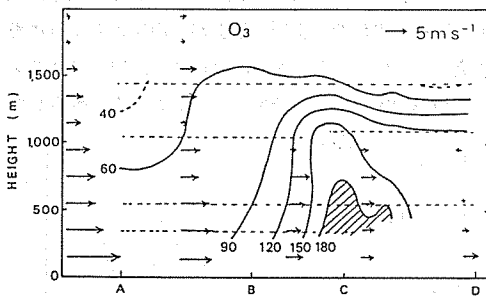
次に、海風前線が、汚染物質の輸送に対して果している役割りについても、今回、新しい知見が得られた。Keen and Lyons<sup>40</sup>は、ミンガン湖周辺において光散乱法によるエアロゾルの個数濃度の測定結果から、湖風前線付近で、エアロゾルを含む汚染気塊が上層に運ばれ、上層では、反流により再び湖の上空へ輸送されていると指摘した。今回の観測では、エアロゾルだけでなく、光化学反応により生成された高濃度のO<sub>3</sub>が、海風前線付近での強い上昇気流によって上層へ運ばれていることが明らかになった。このように、海風前線は、図-12に示すように汚染物質、特に光化学反応により生成したO<sub>3</sub>やエアロゾル等の2次汚染物質を上層に運ぶ役割りを果していることが明らかとなった。なお、今回の事例では、海風が大規模なために、都市上空の汚染気塊は、北方の山麓地帯へ運ばれたが、相模湾域での観測では、上層に北寄りの反流が存在する場合には、反流により、上層のO<sub>3</sub>を含む汚染気塊は、再び、海上へ運ばれていることが、明らかとなっている<sup>26),35</sup>。

### 6-2 光化学汚染気塊の長時間滞留

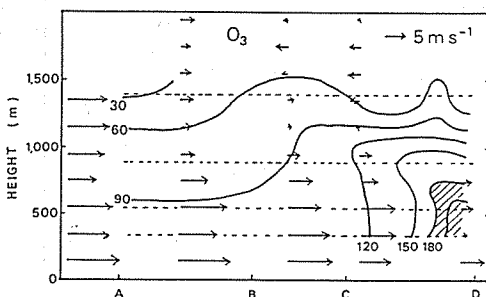
写真1の、海風前線より北側のエアロゾルの気塊は、8月1日に発生あるいは生成されたものだけでなく、次のような理由で前日に生成された光化学エアロゾルが含まれていた、と考えられる。

すでに解析されているように<sup>26</sup>、7月31日の日中に東京都市域上空で生成された汚染気塊は、夕方から夜にかけて少なくとも埼玉北部にまで海風により運ばれた。また、山梨県の大月方面でもO<sub>x</sub>濃度が夕方に150ppb以上となり光化学大気汚染注意報が発令されたので、この汚染気塊は、関東西部の山麓地帯まで運ばれたと推測される。その後、前述したように北西風が吹き始めたので、これらの汚染気塊の一部は、東京湾岸地帯上空にまで南下してきたことがわかった。また、8月1日の早朝(04~06時)の飛行機観測によれば、埼玉上空では風が弱く、O<sub>3</sub>濃度は高度900mまで約100ppb前後であり、高度350mで0.3 $\mu$ m以上のエアロゾル個数濃度もO<sub>3</sub>と同様に高かったことから、光化学汚染気塊が滞留したことが明らかとなった<sup>26),30</sup>。

次に、地上のデータをながめてみよう。図-13は、



(1) 8月1日11時



(2) 8月1日15時

図-12 測線g上の南北方向のO<sub>3</sub>濃度の鉛直断面図(単位ppb)、1979年8月1日(1)11時前後、(2)15時前後で、矢印は風速の南北成分の大きさを示す(地点A, B, Cは図-3参照)

南関東地域の南北方向の4地点における7月31日と8月1日の汚染物質濃度の日変化である。埼玉県の上尾と行田(写真1のc, d地点)では, 7月31日の17時および19時以後,  $O_x$  とエアロゾルの濃度が急激に増加したが, その原因は, 南側から光化学汚染気塊が移流したためである。夜中,  $O_x$  濃度は $NO$ との反応や沈着により減少したが, エアロゾルの濃度は, 徐々に減少しただけで,  $150\mu g m^{-3}$ と高かった。このエアロゾルはその周辺で発生あるいは相対湿度の増加により生成されたものだけでなく, 前日の光化学反応で生成したエアロ

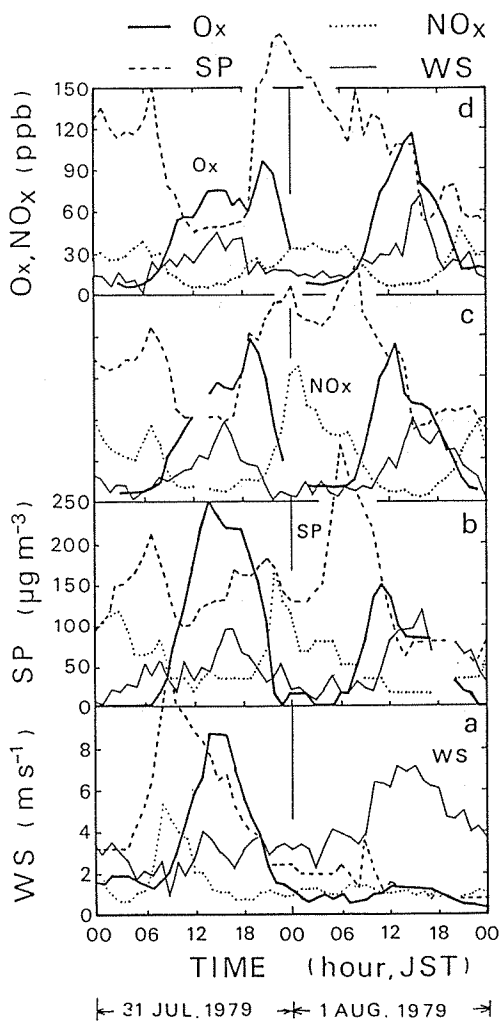


図-13 4地点における $O_x$ ,  $NO_x$ , エアロゾル(SP)濃度と風速(WS)の日変化。  
1979年7月31日-8月1日  
(d-行田, c-上尾, b-武蔵野, a-三浦: 写真1を参照のこと)

ゾルも含まれていたことは, 前述した8月1日06時と11時の飛行機観測の結果からも明らかである。なお, 図-14に示した浦和での気温の鉛直分布によれば, 8月1日3時には, 接地逆転層の下面は高度300mにありそれより下層の大気は安定であり, 上下層の大気の鉛直混合はなかった。それ故, 気温の逆転層より上層には, 7月31日の夜間から8月1日の早朝に発生あるいは生成したエアロゾルは存在しなかったと考えられる。

8月1日の日の出後, 埼玉方面では, 図-8および図-13に示すように,  $O_x$  濃度は次第に増加し, 12時には80ppbとなった。前述した接地逆転層は, 消滅したが, 図-14にみられるように浦和では高度700m以上は安定層であった。それ故, 午前中の $O_x$ の増加は, 地表付近で光化学反応により生成されたものと, 前日東京都域上空で生成され夜間から早朝にかけて上空に滞留していた汚染気塊とが, 逆転層が破壊され混合層が形成されるにつれて鉛直方向に混合されていったためである。

このように, 郊外で, 前日の汚染物質が滞留して当日の地上付近の濃度に影響を与えることは, すでにロサンジェルス地域の光化学大気汚染においても報告されており<sup>41-42)</sup>, 日本でも同様の現象が起きていることが確認された。7月29日から8月1日まで連続して光化学大気汚染注意報が発令されていたことから, 関東地域上空で汚染気塊の数日間わたる長時間の滞留が推測される。

一方, 海風前線以南の東京や神奈川北部では, 図-15図-16に示すように, 8月1日の未明から早朝にかけて風が弱くなり1次汚染物質の $NO_x$ やNMHC, エアロゾル濃度が高くなった(なお, 海上や海岸地帯では南西風が吹き続け, 汚染物質濃度は低かった)。それ故, 日射の増加とともに光化学反応で2次汚染物質が生成される

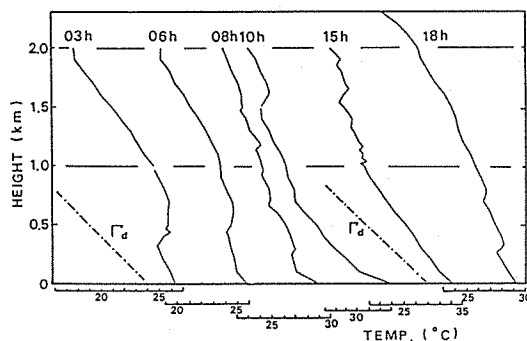


図-14 1979年8月1日の浦和における気温の鉛直分布

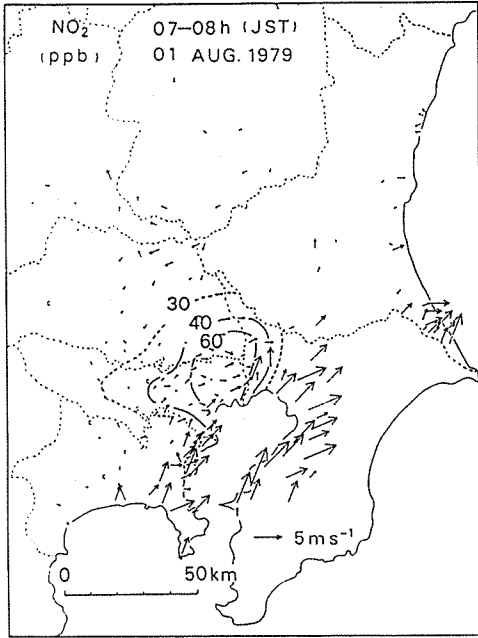


図-15 1979年8月1日8時の地上風とNO<sub>2</sub>濃度

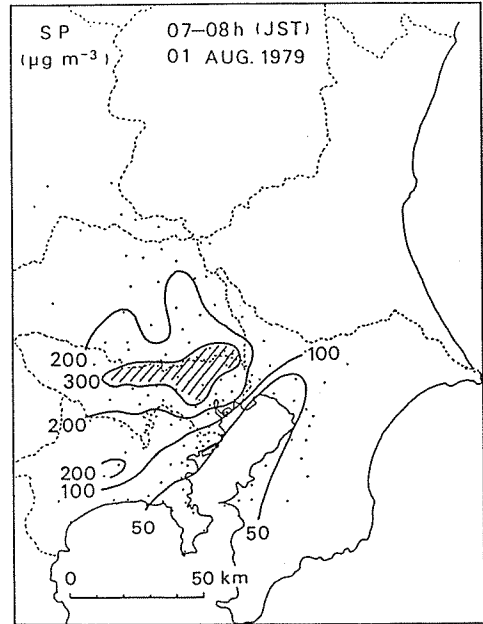


図-16 1979年8月1日8時の地上のエアロゾル濃度

とともに、その汚染気塊は、大規模海風が湾岸地域から吹きこんできたために北方へ運ばれ、海風前線付近で上層へ運ばれた。それ故、海風前線以南の汚染気塊は、主に8月1日に生成したものである。

## 7. まとめ

人工衛星で得られた画像を参考に用いて、光化学大気汚染に関する解析を行った。アメリカでは、すでに、人工衛星の画像と地上のデータとを用いて、広域大気汚染に関する研究が実施されているが、日本では、今回が初めての報告である。しかも、その画像が得られた時刻とほぼ同時に、航空機による大気境界層内の汚染物質に関する観測がなされて、その立体分布が得られた。そこで人工衛星の画像、航空機観測および地上の常時監視測定の種類異なる高度で得られた資料を用いて、光化学大気汚染および海風前線の構造について総合的な解析を行った。

その結果、次のことが明らかになった。

(1) 人工衛星の画像から、海風前線の存在が、密集した積雲の発生地域として確認された。その特徴は、幅10 km以上で、積雲の密集度が大きく、アメリカで得られている結果よりも、海風前線の規模が非常に大きかったことである。この原因は、海陸風循環が関東地方をおおう大規模なものであったためであり、さらに、都市域のヒ

ートアイランドによる対流が加わっていたと推測される。

(2) 海風前線付近での収束による上昇気流は、1次汚染物質だけでなく、特に光化学反応により生成されたO<sub>3</sub>やエアロゾル等の2次汚染物質を、また、都市域で排出された人工熱を、上層に運ぶ役割を果たしている。

(3) 関東地域で、光化学大気汚染が連続して発生していた期間中の早朝、関東地域上空に高濃度のO<sub>3</sub>やエアロゾルを含む光化学汚染気塊の存在が、確認された。この汚染気塊は、当日に発生あるいは生成したものだけでなく、少なくとも前日に光化学反応により生成したO<sub>3</sub>やエアロゾルを含んだものであることが明らかになった。このように、2次汚染物質が1日だけでなく長時間にわたって関東地域上空に滞留していることが、人工衛星の画像からも、確認された。

なお、今後の課題として、次のことを検討中である。

- (1) 人工衛星の画像の汚染気塊の分布を定量化する。
- (2) 上層風の測定から、収束や鉛直流の大きさを求め、海風前線付近での定量的な検討を行う。また、都市域のヒートアイランドの大きさを求める。
- (3) 汚染気塊の存在している人工衛星の他の画像からさらに、解析を行い、大気環境の研究に役立てる。
- (4) 海風前線の構造および汚染物質との関係を、他の調査結果と比較検討を行う。
- (5) 光化学エアロゾル中の成分を測定する。

## 文 献

- 1) Fraser, R.S. : Satellite measurement of mass of Sahara dust in the atmosphere, *Applied Optics*, 15, 2471-2479 (1976).
- 2) Schürtz, L. : Long range transport of desert dust with special emphasis on the Sahara, *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 333, 515-532 (1980).
- 3) 石坂重次 : 1979年4月中旬の黄砂, 天気, 26, 69-73.
- 4) 村山信彦 : 気象衛星から見た洋上の風じん, 海と空, 55, 149-168 (1980).
- 5) 石坂隆, 小野晃, 角脇怜 : 日本上空に飛来した砂塵の性状とその発源地, 天気, 29, 47-61 (1981).
- 6) 岩坂泰信, 箕浦宏明, 長屋勝博, 小野晃 : 黄砂粒子の輸送とその空間的ひろがり — 1979年4月にみられた黄砂現象のレーザーダ観測 —, 天気, 29, 35-39 (1982).
- 7) Shaw, G.E. : Transport of Asian desert aerosol to the Hawaiian Islands, *J. Appl. Meteorol.*, 19, 1254-1259 (1980).
- 8) Darzi, M. and J.W. Winchester : Aerosol characteristics at Mauna Loa Observatory, Hawaii, after Eastern Asian dust storm episodes, *J. Geophys. Res.*, 87, No. C2, 1251-1258 (1982).
- 9) Rahn, K.A. and R.D. Borys : The Asian source of Arctic haze bands, *Science*, 268, 713-715 (1977).
- 10) Duce, R.A., B.J. Ray, J.M. Prospero and J.T. Merrill : Long-range atmospheric transport of soil dust from Asia to the tropical North Pacific : Temporal Variability, *Science*, 209, 1522-1524 (1980).
- 11) Coffey, P.E. and W.N. Stasiuk : Evidence of atmospheric transport of ozone into urban areas, *Environ. Sci. Technol.*, 9, 59-62 (1975).
- 12) Wolff, G.T., P.G. Liroy, G.D. Wight, R.E. Meyers and R. Cederwall : An investigation of long-range transport of ozone across the midwestern and eastern United States, *Atmos. Environ.*, 11, 797-802 (1977).
- 13) Sampson, P.J. and K.W. Ragrand : Ozone and visibility reduction in the Midwest : evidence of large-scale transport, *J. Appl. Meteorol.*, 16, 1101-1106 (1977).
- 14) Weiss, R.E. : Sulfate aerosol : Its geographical extent in the midwestern and southern United States, *Science*, 195, 979-980 (1977).
- 15) Wilson, W.E., R.J. Charlson, R.B. Husar, K.T. Whitby and D. Blumenthal : Sulfate in the atmosphere, Paper No. 76-30-06, 69th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association (1976).
- 16) White, W.H., J.A. Anderson, D.L. Blumenthal, R.B. Husar, N.V. Gillani, J.D. Husar and W.E. Wilson, Jr. : Formation and transport of secondary air pollutants : ozone and aerosols in the St. Louis urban plume, *Science*, 194, 187-189 (1976).
- 17) Lyons, W.A. and R.B. Husar : SMS/GOES visible images detect a synoptic-scale air pollution episode, *Monthly Weath. Rev.*, 103, 1623-1626 (1976).
- 18) Lyons, W.A., J.C. Dooley, Jr., and K.T. Whitby : Satellite detection of long-range pollution transport and sulfate aerosol hazes, *Atmos. Environ.*, 12, 621-631 (1978).
- 19) Barness, J.C., C.J. Bowley and H.K. Burke : Evaluation of the capabilities of satellite imagery for monitoring regional air pollution episodes, Report under Contract NAS1 - 15307 for NASA/Langley Research Center. ERT, Inc., (1979).
- 20) Lyons, W.A. : Evidence of transport of hazy air masses from satellite imagery. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 333, 418-433 (1980).
- 21) Prahm, L.P., U. Torp and R.M. Stern : Deposition and transformation rates of sulphur oxides during atmospheric transport over the Atlantic, *Tellus*, 28, 355 ~ 372 (1976).
- 22) 鶴田治雄 : 人工衛星と航空機観測による海風前線の立体構造と汚染物質の立体分布, 天気, 30, 517~518 (1983).
- 23) 環境理化学研究所 : 光化学大気汚染予測システム設定のための航空機調査 — 東京湾地域, 昭和54年度 — (環境庁委託), (1979).
- 24) (財)日本気象協会 : 光化学大気汚染予測システム設定のため気象調査 — 南関東地域, 昭和54年度 — (環境庁委託), (1979).
- 25) (株)数理計画 : 光化学大気汚染予測システム設定調査報告書 (環境庁委託, 昭和54年度), (1980).
- 26) 鶴田治雄 : 南関東地域における光化学大気汚染に関する総合調査報告書, 公害研資料No.47 (横浜市公害研究所), (1983).
- 27) 国立公害研究所 : スモッグチャンパーによる炭化

- 水素-窒素酸化物系光化学反応の研究(昭和54年度特別研究中間報告), — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2) — 国立公害研究所報告書№44, R-44-'83(1983).
- 28) 鶴田治雄他(環境モデル設計グループ): 関東南部における局地風の立体構造, 日本気象学会予稿集, 25, 13(1974).
- 29) 藤部文昭, 浅井富雄: 関東地方における局地風に関する研究, 第1部: 日変化を伴う風系の構造, 天気, 26, 595-604(1979).
- 30) 泉克幸, 村野健太郎: 関東地方上空の浮遊粒子状物質の高度分布と水平分布 — 光化学スモッグ発生日 — 国立公害研究所研究報告書№44(R-44-'83), 83-97(1983).
- 31) 笹野泰弘, 清水弘, 杉本伸夫, 松井一郎, 竹内延夫, 奥田典夫: レーザーレーダによる大気境界層の日変化の観測, 国立公害研究所研究報告書№16, 85-94(1980).
- 32) 中山章: 海陸風の現象の概要と問題点, 気象研究ノート, 125, 1-19(1975).
- 33) 菊地幸雄: 海陸風循環の数値シミュレーション, 気象研究ノート, 125, 21-49(1975).
- 34) Atkinson, B.W.: "Meso-scale atmospheric circulations", Academic Press, 125-214(1981).
- 35) 浅井富雄編: 「広域大気汚染の動態」成果報告書, 環境科学特別研究, R-11(1983).
- 36) Lyons, W.A. and H.S. Cole: Photochemical oxidant transport: Mesoscale lake breeze and synoptic-scale aspects, *J. Appl. Meteor.*, 15, 733-743(1976).
- 37) Pielke, R.A.: Observational study of cumulus convection patterns in relation to the sea-breeze over south Florida, Technical Memorandum, NOAA Environmental Research Laboratories, Boulder, Colorado(1973).
- 38) 河村武編: 都市の大気環境, 大気環境の科学3, (東京大学出版会), (1979).
- 39) 藤部文昭, 浅井富雄: 関東地方における局地風に関する研究, 第2部: 東京のヒートアイランド, 天気, 26, 697-701(1979).
- 40) Keen, C.S. and W.A. Lyons: Lake/land breeze circulations on the western shore of Lake Michigan, *J. Appl. Meteorol.*, 17, 1843-1855(1978).
- 41) Oke, T.R.: "Boundary layer climates". Methues & CO. (1978).
- 42) Blumenthal, D.L., W.H. White and T.B. Smith: Anatomy of a Los Angeles smog episode: Pollutant transport in the daytime sea breeze regime. *Atmos. Environ.*, 12, 893-907(1978).

# ボイラ機械棟から発生する低周波音について

中村俊亮\*， 鹿島教昭\*

## 要 旨

養護施設のボイラ機械棟から約50m離れた民家において、早朝、窓（木製サッシ）がガタガタ振動して目が覚めるという、低周波音が原因と思われる苦情事例があり、調査を行った。

民家が苦情を訴えていた時に機械棟内で稼動していたのはプロア2台、ボイラ2台であるが、このなかで民家側で強い低周波音（16Hz）が測定されるのはボイラ稼動時である。特にボイラ2台稼動時における16Hzの音は70dBもの高いレベルとなり、このレベルは窓（木製サッシ）がガタつき始めるレベルでもある。そして、ガタツキは実際に観察された。このボイラはタイマにより自動制御されており、炉内換気、点火、低燃焼、制御燃焼、炉内排気を1サイクルとして繰返している。このなかで16Hzの音のレベルが最も高いのは制御燃焼の状態であり、その原因はバーナの燃焼音である。

機械棟内においては、ボイラの低周波音（16Hz）よりプロアの低周波音（10Hz）のレベルが約4dB高いが、民家において強く観測される低周波音はボイラの16Hzである。このことから、機械棟は棟内で発生する16Hzの音に対する棟外への遮音能力が弱いと考えられる。しかし、今回の調査ではその原因は把握できなかった。

## 1. はじめに

低周波音は人間の可聴域下限付近、及びそれ以下の周波数の音波であり、その発生源は火山の噴火など自然現象によるもの、工業用機械、道路橋、鉄道橋などの産業活動が原因となるものなど様々である<sup>1)</sup>。1970年代になってから、全国各地で低周波音による公害が問題にされるようになってきた。低周波音による公害は、吐き気、圧迫感、めまいなど直接、人体に異常を引き起こす<sup>2)</sup>場合と、家屋の窓や戸をガタつかせ二次的な騒音問題になる<sup>3)</sup>場合とがある。しかし、一般的に人体が低周波音を感知するレベルより、窓などのガタつくレベルの方が低いため、通常は二次的な騒音問題となることが多い<sup>4)</sup>。

今回、養護施設の機械棟から発生した低周波音により近くの民家から、窓がガタつくとの苦情が起り、本研究において調査する機会を得た。本報ではその調査結果を報告する。なお、民家から苦情があったときに機械棟内で稼動していた機械は、予備調査により、プロア2台、ボイラ2台の計4台であることがわかった。調査目的は、これらの機械のなかから民家の苦情原因となった機械を見つけ出し、低周波音の発生機構を解明すること

にある。

## 2. 調査方法

調査は低周波音の原因と考えられるプロア及びボイラを単独または同時に稼動させ、この時、発生している低周波音を苦情の発生した民家と機械棟内で測定することにより行った。

### 2-1 機械棟の周辺状況と測定位置

機械棟の周辺状況と民家における測定位置を図-1に示す。機械棟周辺は比較的静かな住宅地となっており、図-1からわかるように、機械棟と民家との間は約50m離れている。低周波音によりガタツキを起こしていた民家の窓は、図に示す機械棟に面した木製サッシである。民家における測定位置はその窓の前面にある庭（測定位置A）と窓の背後にあたる室内（測定位置B）の2カ所であり、どちらも窓から1mの距離にある。また、マイクホン高さは測定位置A、Bとも地上から1.5mとした。

次に機械棟におけるプロア、ボイラの配置と測定位置を図-2に示す。プロアNo.1は地上2.8mに、プロアNo.



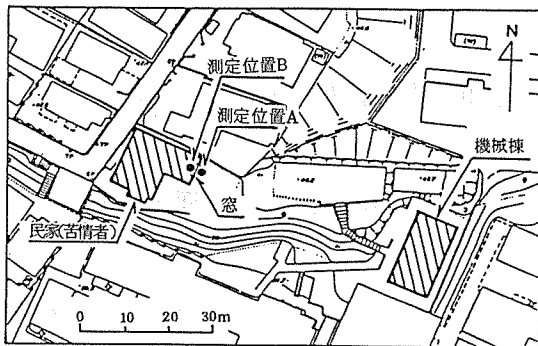


図-1 機械棟の周辺状況と民家における測定位置

2は地上2.5mに天井からつり下げて設置されており、ボイラは床に固定されている。これらの機械の仕様を表-1に示す。図-2からわかるように、プロア稼動時の測定位置はプロア№1、№2それぞれの直下に設け(測定位置C、D)、ボイラ稼動時の測定位置はボイラ№1、№2それぞれのバーナ前1mに設けた(測定位置E、F)。また、機械棟内におけるマイクロホン高さは床から1.2mとした。

### 2-2 測定系列と測定機器

測定に使用した測定系列を図-3に示す。また、測定機器は次のとおりである。

インパルス精密騒音計	ブリュエル・ケアー-2209	2台
データレコーダ	ソニー UN61430W	1台
1/3オクターブ実時間分析器	リオン SA-23	1台
レベルレコーダ	リオン LR-04	2台

### 2-3 測定方法

測定は、機械棟のプロア及びボイラを単独あるいは同時に稼動させ、この時、発生している低周波音を民家の測定位置A、Bにおいて、インパルス精密騒音計からデータレコーダに収録することにより実施した。また、機械棟内の測定位置C、D及びE、Fにおいても同様にして実施した。データレコーダに収録したデータを研究室

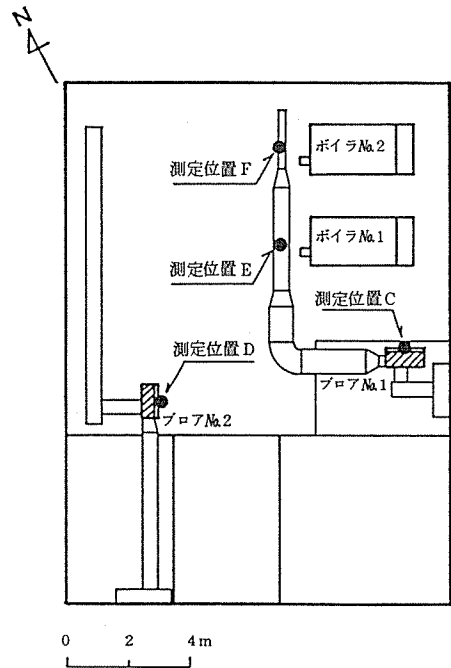


図-2 機械棟内の機械配置と測定位置

インパルス精密騒音計

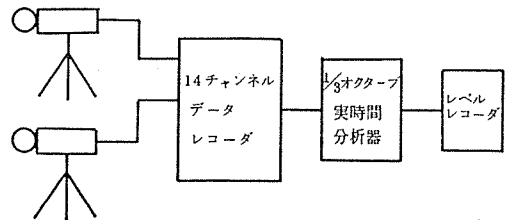


図-3 測定系列

内において再生し、1/3オクターブ実時間分析器を通して時定数10秒で周波数分析した。なお周波数分析は、プロアの場合は起動後、安定状態になった時に、ボイラの場合は安定した燃焼状態になった時に行った。

表-1 測定対象機械の仕様

	プロア№1	プロア№2		ボイラ№1	ボイラ№2
型式	片吸込ターボ	片吸込ターボ	型式	丸ボイラ	丸ボイラ
風量	145 m <sup>3</sup> /min	95 m <sup>3</sup> /min	燃料	都市ガス	都市ガス
回転数	855 rpm	1100 rpm	伝熱面積	21.6 m <sup>2</sup>	21.6 m <sup>2</sup>
モータ出力	3.7 kW	2.2 kW	蒸発量	1.8 t/h	1.8 t/h
			FDF風量	28 m <sup>3</sup> /min	28 m <sup>3</sup> /min
			FDF回転数	4150 rpm	4150 rpm

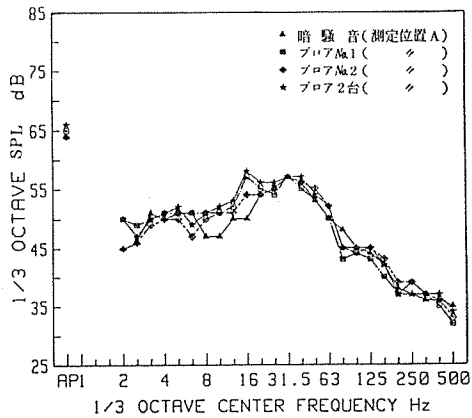


図-4 プロア稼動時の周波数分析結果(民家の庭)

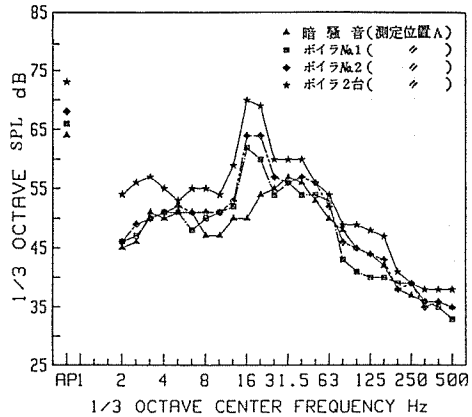


図-6 ボイラ稼動時の周波数分析結果(民家の庭)

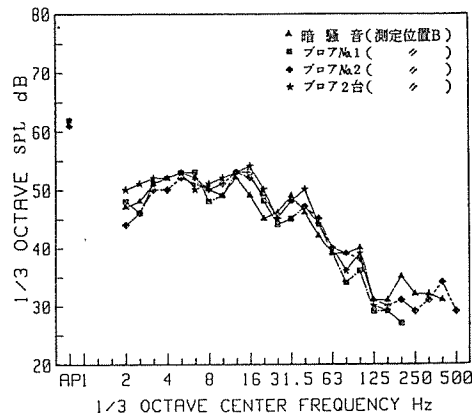


図-5 プロア稼動時の周波数分析結果(民家の室内)

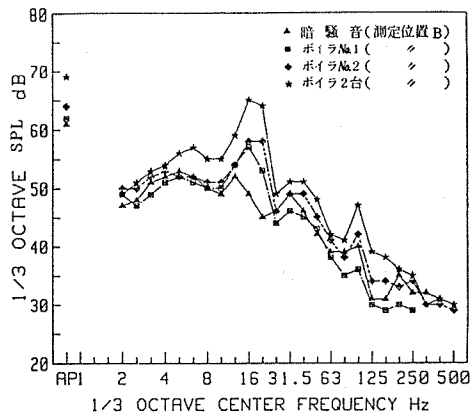


図-7 ボイラ稼動時の周波数分析結果(民家の室内)

### 3. 測定結果と考察

#### 3-1 周波数分析結果

##### 3-1-1 民家における測定結果

プロア稼動時における民家の庭と室内の周波数分析結果を図-4、図-5に示す。

図-4は民家の庭(測定位置A)における周波数分析結果である。プロア№1のピークは16Hzと31.5Hz(共に57dB)にあり、プロア№2のピークは31.5Hz(57dB)にある。また、プロア№1、№2の2台稼動時には16Hzに58dBのピークがある。これらのピークレベルと暗騒音を比べると、31.5Hzでは暗騒音も同じ音圧レベルとなり、31.5Hzのピークは暗騒音によるものといえる。また、16Hzについては暗騒音と4~8dBのレベル差がありプロアの影響が認められるが、最大で58dB程度(プロア2台稼動時)であり、低周波音としてそれ程高いレベルではない。一般に低周波音により窓や戸がガタつくレベルは70dB以上といわれており<sup>5)</sup>、58dB程度の低周波音が問題となることはほとんどないといえる。

図-5はプロア稼動時の室内(測定位置B)における周波数分析結果である。暗騒音の影響もかなり受けていると思われるが、20Hz以下の低い周波数域では庭における測定結果(図-4)と似たスペクトルとなっている。また、庭における測定結果よりは総じてレベルが低いが、低周波数域になるほどレベル差が少なくなり、低い周波数域での遮音が悪くなることを示している。しかし、いずれの周波数も問題となるほどのレベルではない。プロアの測定結果から、民家においてプロアから発生する低周波音が問題となる可能性は少ないといえる。

ボイラ稼動時における民家の庭と室内の周波数分析結果を図-6、図-7に示す。

図-6は民家の庭(測定位置A)の周波数分析結果である。ボイラ№1稼動時には16Hzにピーク(62dB)があり、ボイラ№2稼動時には16Hzと20Hzにピーク(64dB)がある。また、ボイラ2台稼動時のピークも16Hzにあり、その音圧レベルは70dBとかなり高い値である。これらのピークレベルは暗騒音とのレベル差が

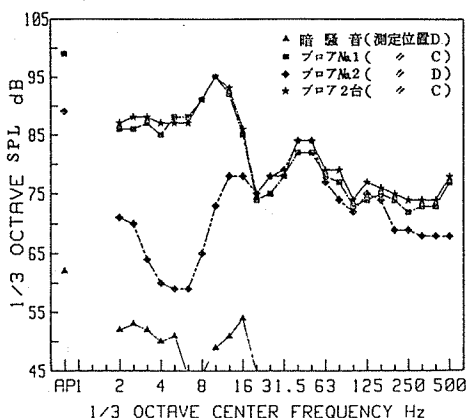


図-8 プロア稼動時の周波数分析結果(機械棟内)

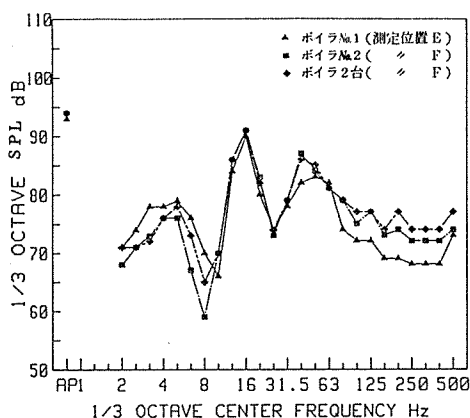


図-9 ボイラ稼動時の周波数分析結果(機械棟内)

12~20dB あり、ほとんど暗騒音の影響を受けていないといえる。民家の庭において、ボイラ稼動時はプロア稼動時に比べ16Hzの低周波音が高いレベルとなっている。特にボイラ2台稼動時の70dBは人間の感覚閾値(16Hzでは約85dB)<sup>6)</sup>には達しないものの、窓や戸のガタツキは十分考えられるレベルであり、事実、測定中に窓のガタツキを確認した。

図-7はボイラ稼動時の室内における周波数分析結果である。各ボイラ稼動時のピークレベルは、ボイラ№1が16Hzの57dB、ボイラ№2が16Hzと20Hzの58dB及びボイラ2台稼動時が16Hzの65dBである。これらのピークレベルはいずれも民家の庭(図-6)に比べ低い値であるが、スペクトルは民家の庭と似たものとなっている。また、民家の室内において低周波音が最大となるのはボイラ2台稼動時の65dB(16Hz)であるが、この値は人間の感覚閾値よりかなり低いため、ボイラ稼動時に発生する低周波音を民家の室内で人間が直接、知覚する可能性は少ない。このため、民家において苦情となるのは窓のガタツキによる二次的騒音であると考えられる。

民家における測定結果から、この民家において低周波音が問題となるのはボイラ稼動時であり、プロア稼動時の低周波音は特に問題にならないといえる。また、ボイラは2台稼動時に特に強い低周波音が発生し、そのピークとなる16Hzの音圧レベルは窓のガタツキが起こるレベルであることがわかった。

### 3-1-2 機械棟内における測定結果

機械棟内におけるプロア、ボイラの周波数分析結果を図-8、図-9に示す。

図-8はプロアの分析結果である。プロア№1稼動時は10Hzに95dBのピークがあり、プロア№2は40Hzと50Hzに84dBのピークがある。また、プロア2台稼動時には10Hzに95dBのピークがある(ただし、プロア2台稼動時は測定位置Cでの値)。この結果から、プロア稼動時にはかなり高いレベルの低周波音が発生しているのがわかる。

図-9はボイラ稼動時の周波数分析結果である。ボイラ№1とボイラ№2の稼動時には16Hzにそれぞれ90dBと91dBのピークがある。また、ボイラ2台稼動時も16Hzに91dBのピークがある(ただし、ボイラ2台稼動時は測定位置Fでの値)。この測定結果から、ボイラもプロアより低いレベルではあるが、強い低周波音が発生しているのがわかる。

機械棟内においてはボイラ、プロアとも稼動中に強い低周波音が発生しているが、ボイラよりプロアの方が高いレベルとなっている。しかし、民家の測定結果ではボイラの方が高いレベルを示し、機械棟内の測定結果とは一致しない。そこで、民家と機械棟内の低周波音の関係を調べるため、民家において高いレベルとなった16Hzの音圧レベルを民家の庭と機械棟内で比較した結果を表-2に示す。

表-2 民家の庭と機械棟内における16Hzの音圧レベル

機種	プロア№1	プロア№2	プロア2台	ボイラ№1	ボイラ№2	ボイラ2台
民家の庭	57dB	54dB	58dB	62dB	64dB	70dB
機械棟内	85dB	78dB	86dB	90dB	91dB	91dB

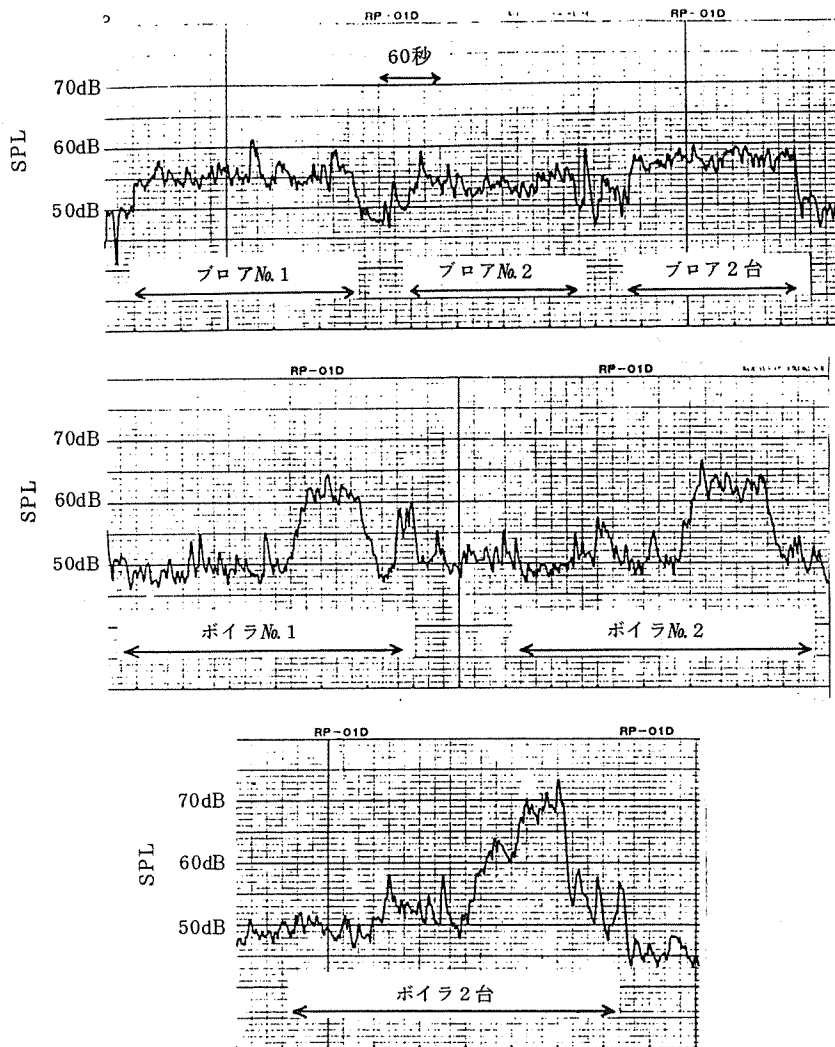


図-10 民家の庭における16Hzの時間記録(測定位置A)

各機械別に16Hzの音圧レベルの高さを比べると、高さの順位は民家と機械棟内ではほぼ一致している。即ち、民家の庭における16Hzの音圧レベルの高さはボイラ2台、ボイラ№2、ボイラ№1、フロア2台、フロア№1、フロア№2の順であり、機械棟内のそれもほぼ同じ順になっている(ただし、機械棟内のボイラ№2とボイラ2台稼働は同じ音圧レベルである)。このことは、民家の16Hzの音圧レベルは機械棟内の16Hzのレベルによりかなり影響を受けることを示しており、民家の低周波音のピークが16Hzにあることから、民家の低周波音のレベルは機械棟内の16Hzの音圧レベルによりある程度決定されるといえる。

これらの結果と、機械棟内で最も高いレベルとなる10Hz(フロア稼働時)が民家において16Hzより低いレベルとなることを考えると、機械棟は棟内で発生する16Hzの音に対して棟外への遮音能力が弱いといえる。この原因については、機械棟の壁、扉の共振等が考えられるが、今回の調査では明確にできなかった。

3-2 ボイラから発生する低周波音(16Hz)の原因  
周波数分析の結果、民家における強い低周波音のピークは16Hzにあった。この16Hzの民家の庭(測定位置A)における時間記録を各機械稼働状態別に図-10に示す。

周波数分析結果と同様、図-10においてもボイラは

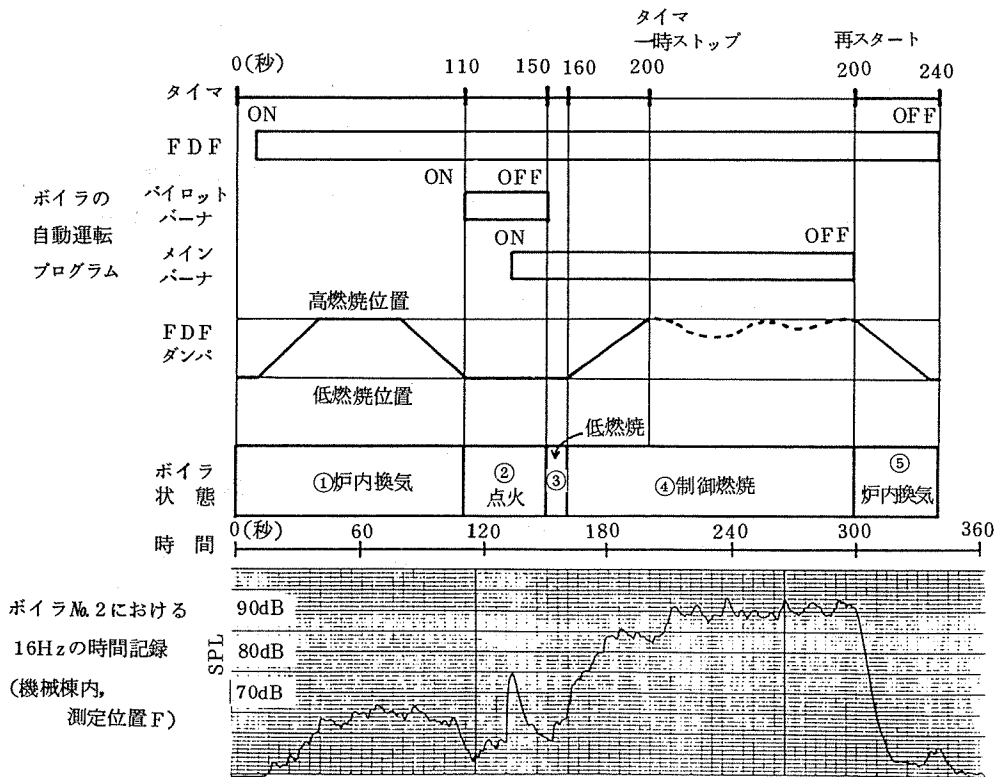


図-11 ボイラの自動運転プログラムと16Hzの時間記録

ブローより16Hzの音圧レベルが高くなっていることが確認できる。特に、ボイラ2台稼動時には高いレベルとなり、瞬時的には73dBにもなっている。また、ボイラあるいはブローの稼動中はいずれも16Hzの音圧レベルが暗騒音より上昇しているが、時間的にはボイラとブローのレベルの上がり方は明確に異なっている。ブローは起動と同時に16Hzのレベルが上昇しているのに対し、ボイラは起動してもすぐにはレベルが上昇せず、約160秒経過してから上昇し始める。このことからボイラは起動後、ある状態になり、その状態にならなければ16Hzのレベルは上昇しないと推測できる。この状態を調べるために、図-11にボイラの自動運転プログラムと機械棟内(測定位置F)におけるボイラNo.2稼動時の16Hzの時間記録を示す。

図-11の自動運転プログラムからわかるように、ボイラは起動後タイマにより自動制御されており、ボイラ稼動中の制御状態は次のように分けることができる。

① 「炉内換気」タイマによりFDF(押込送風機)が回り出し、FDFダンパの開度が低燃焼位置→高燃焼位置→低燃焼位置と変わることにより炉内換気を行う(スタート後、タイマ10~110秒の間、以下同じ)。

② 「点火」パイロットバーナに着火させ種火を作り、その後ガスメインバーナを開き点火させる(110~150秒)。

③ 「低燃焼」パイロットバーナが閉じ、ガスメインバーナだけが着火している。FDFダンパは低燃焼位置(150~160秒)。

④ 「制御燃焼」FDFダンパが低燃焼位置から動き始め、ボイラの負荷に見合った位置に制御される。タイマは200秒になると一時ストップし、ボイラ圧が設定圧を超えるまで制御燃焼を継続する(160~200秒)。

⑤ 「炉内排気」ボイラ圧が設定圧を超えるとタイマが200秒から再スタートする。ガスメインバーナが閉じてボイラは減火する。FDFダンパは低燃焼位置へと動く。FDFは減火してからも40秒間稼動し、これにより炉内排気を行い、次の起動にそなえる(200~240秒)。

図-11において16Hzの時間記録とボイラの各状態を比較すると、16Hzの音圧レベルが上昇しているのは、①「炉内換気」、②「点火」、④「制御燃焼」である。

このなかで④「制御燃焼」は特に高い90dB以上の音圧レベルとなり、また時間的に見ても図-10においてボイラ起動後に16Hzのレベルが上昇するまでの時間(約160秒)と一致している。これらのことから、民家にお

いてボイラ稼動時に16Hzの音圧レベルが上昇するのは、ボイラが制御燃焼の状態になった時であるといえる。また、この状態の時に16Hzのレベルが上昇する原因としては、FDFの稼動音とガスメインバーナの燃焼音の二つが考えられる。しかし、FDFだけが稼動しFDFダンバが高燃焼位置となる①「炉内換気」におけるレベルは最大67dB程度であり、④「制御燃焼」のレベル(90dB以上)に比べかなり低い。このことから、制御燃焼の時に16Hzのレベルが上昇する原因はガスメインバーナの燃焼音であるといえる。

以上の測定結果により、民家において測定される強い低周波音の原因は、ボイラが制御燃焼の状態になった時に発生する燃焼音であることがわかった。

#### 4. まとめ

今回の調査結果をまとめると次のようになる。

民家が苦情を訴えていた時に機械棟内で稼動していたのはプロア2台、ボイラ2台である。このなかで民家において強い低周波音(16Hz)が測定されるのはボイラ稼動時であり、プロアの低周波音は特に問題になるレベルではない。ボイラは2台稼動時に特に高いレベル(70dB)となり、このレベルは窓(木製サッシ)のガタつき始めるレベルである。そして、ガタツキは実際に観察された。このボイラはタイマにより自動制御されており、炉内換気、点火、低燃焼、制御燃焼、炉内排気を1サイクルとして繰返している。このなかで16Hzの音圧レベルが最も高くなるのは制御燃焼の状態であり、その原因はバーナの燃焼音である。

機械棟内においては、ボイラの低周波音(16Hz)よりプロアの低周波音(10Hz)のレベルが約4dB高いが、民家において強く観測される低周波音はボイラの16Hzである。このことから、機械棟は棟内で発生する16Hzの音に対する棟外への遮音能力が弱いと考えられる。しかし、今回の調査ではその原因は把握できなかった。

#### 5. おわりに

今回調査した民家における低周波音公害の原因は、機械棟のボイラから発生する燃焼音であった。今回の場合の苦情対策としては、低周波音のレベルが感覚閾値より低いことから、窓を木製サッシからアルミサッシに変える<sup>7)</sup>等により窓のがたつきをなくすことが考えられる。しかし、他の住宅からも苦情が発生する可能性があり、根本的な対策とはならない。根本的な対策としてはボイラを改造して燃焼音を下げること<sup>8)</sup>と、機械棟の遮音性能を改善することが必要になる。今回の調査においては、機械棟の16Hzに対する遮音能力が低下している原因は究明できなかった。今後、さらに詳細な調査を行う必要があると考えられる。

#### 文 献

- 1) 清水和男, 時田保夫: 超低周波音公害の実態, 音響技術, 6, 2-8(1977).
- 2) 交通医学研究財団: 昭和52年度環境庁委託業務結果報告書(低周波空気振動の生理学的影響に関する研究), 5-29(1977).
- 3) 小林理学研究所: 昭和52年度環境庁委託業務結果報告書(低周波空気振動の家屋等に及ぼす影響の研究), 31-51(1977).
- 4) 清水和男, 時田保夫: 低周波音に対する住民反応, 昭和52年度日本音響学会講演論文集, 675-676(1977).
- 5) 小林理学研究所: 昭和53年度低周波空気振動緊急防止対策調査, 5-11(1978), 環境庁大気保全局.
- 6) 中野有朋: 入門超低周波音工学, 105-106(1981), 技術書院.
- 7) 小林理学研究所: 昭和53年度低周波空気振動緊急防止対策調査, 56-58(1978), 環境庁大気保全局.
- 8) 小松厚造, 小嶋大七, 村上健一: ボイラの燃焼振動騒音と対策, 騒音制御, 7(2), 3-7(1983).

## コイ (*Cyprinus carpio*) の血液性状に 及ぼす塩化ナトリウムの影響 (第1報)

樋口 文夫\*

### 要 旨

淡水魚であるコイを高濃度の塩分(塩化ナトリウム)に直接曝露して、塩分のコイに及ぼす生理学的影響について検討した。今回は成長量、血清無機塩量を中心にして検討し、以下の結果を得た。

1) 実験水の塩分の濃度段階は対照区(0%), 実験Ⅰ区(0.50%), Ⅱ区(0.75%), Ⅲ区(1.00%), Ⅳ区(1.25%), Ⅴ区(1.50%)の計6段階に設定した。2) 供試魚は急性的にⅤ区でへい死あるいは衰弱した状態となった。3) 体重、肥満度の増減率は曝露初期、各区ともに減少し、特にⅢ、Ⅳ、Ⅴ区は他の区と比較して高い減少傾向を示した。4) 血液水分含量は曝露初期にⅢ、Ⅳ、Ⅴ区で減少し、その後21日目には曝露前の値にもどった。5) 血清ナトリウム、クロライド量は曝露後急激に増加し、7、14日目に最大値を示した。その後21日目になると、実験Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ区では実験水の塩分濃度に応じた値で安定した。6) カルシウム量はⅢ、Ⅳ区で高い値を示した。

以上のことから実験水の塩分濃度が0.75%以上になると血清ナトリウム、クロライド量が急激に上昇し、生理学的に影響を受けることが推測された。

### 1. はじめに

コイは狭塩性魚類であり、ウナギ、ボラ、マス等の広塩性魚類と比較して外界水の塩分濃度の変化、特に高濃度の塩分に対して大きく影響を受ける。この外界水の塩分変化に対する影響については多くの魚種で主に浸透圧調節機能を解析した研究報告がある<sup>1,2)</sup>。

しかしながらコイが生息環境、すなわち淡水より高い塩分濃度に曝露されたとき、生理学的にどのような影響を受けるのかについての研究報告は少ないようである<sup>3,4,5)</sup>。そこで筆者は無機塩の中で塩化ナトリウムを用い、その塩分の高濃度レベルにおいてコイの血液性状に及ぼす影響について検討した。今回は血液性状の血清無機塩類を中心に検討を加えたので報告する。

### 2. 材料及び方法

#### 2-1 供試魚

群馬県産のコイ (*Cyprinus carpio*)、1年魚を用

いた。供試尾数は198であった。その体長、体重、肥満度(体重 $\times 10^3$ /体長<sup>3</sup>)の平均値、標準偏差を区ごとに表1に示した。これらの供試魚は恒温室内(室温20℃)に設置した流水式の水槽に6ヶ月間順化飼育したものであった。順化飼育期間中、水温は約18℃、給餌はコイ用の配合飼料を1日当たり体重の約1%の割合で与えた。ただし実験開始2日前から給餌を中止した。

#### 2-2 実験装置

実験水槽には容量30ℓの硬質ガラス円筒水槽を用い、実験水量を20ℓとした。また実験は止水方式で行い、通気はエアストーンを用いて十分に行った。

#### 2-3 実験水の調整

塩化ナトリウム(NaCl)の濃度の設定は、脱塩素処理した水道水20ℓにNaCl(特級)を0.50~1.50%(W/V)の範囲で等しく5段階になるように調整した。また対照として脱塩素処理した水道水を用いた。これらを実験Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区及び対照区とした。なお実験水は

Effects of sodium chloride on the haematological characteristics of carp (*Cyprinus carpio*) (I)

\*Fumio Higuchi, 横浜市公害研究所水質部門

3～4日に1回の割合で更新した。

#### 2-4 実験方法

実験期間は35日であり、各区の検査尾数は対照区、

表一 供試魚の体長、体重、肥満度

区	尾数	体 長		体 重		肥 満 度	
		$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$
曝露前	10	8.16	0.23	15.58	1.33	28.68	2.01
対照区	37	7.89	0.48	12.85	2.24	26.06	2.03
I	37	7.78	0.43	12.49	1.99	26.38	1.72
II	37	7.91	0.53	12.91	2.47	25.90	1.80
実験区 III	37	7.86	0.47	12.66	2.20	25.85	1.37
IV	30	7.92	0.35	12.80	1.86	25.66	1.45
V	10	7.81	0.36	12.85	1.81	27.02	2.23
合 計	198	7.88	0.45	12.89	2.17	26.17	1.84

注)  $\bar{x}$  は平均値,  $u$  は不偏分散からの標準偏差を示す。  
表2, 3も同様である。

実験 I～IV 区が37尾, 曝露前とV区が10尾であった。  
実験開始時, 順化水槽より採取したコイは体長, 体重測定後, ただちに各区の実験水に入れられた。所定の検査は曝露前と曝露後1日目, 4日目, 7日目と14日目, 21日目と35日目で各区約5尾を採取して計7回実施した。また給餌は曝露4日目より行い, 1日当り体重の約0.5%与えた。

#### 2-5 検査項目と方法

成長量の測定は鱗剥離による個体識別法によって同一個体の体長, 体重を計8回測定した。

血液検査において採血は抗凝固処置しないディスプレイ注射筒, 静脈針を用いて行った。採血は尾部血管から行った。採血した血液は, 一部血液水分含量測定用に供し, 他は遠心分離器(3,000回転, 30分)にかけ血清を得て, 無機塩測定用に供した。

血清中の無機塩の測定項目は, ナトリウム, カリウム, カルシウム, マグネシウムでありそれぞれ原子吸光分析法によった。クロライドはシャルズ・シャルズ変法(臨床検査用キッド, 和光純薬製)を, また血液水分含量は毛細管重量法を用いて測定した。

表一 2 実験水の水質分析結果

区	水温(°C)		pH		DO (mg/l)		NH <sub>4</sub> -N(mg/l)		導伝率 mS/cm		塩 分(‰)	
	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$
対 照 区	19.0	0.8	7.64	0.21	8.04	0.94	0.67	0.48	0.23	0.02	ND	
I	19.0	0.8	7.39	1.27	7.39	1.27	0.57	0.50	9.64	0.52	4.67	0.35
II	19.0	0.8	7.89	0.85	7.89	0.85	0.63	0.52	13.58	0.63	7.17	0.34
実験区 III	19.0	0.8	7.80	0.83	7.80	0.83	0.64	0.50	17.74	0.95	9.76	0.44
IV	18.6	0.8	7.50	0.42	7.50	0.42	1.11	1.18	21.57	0.91	12.27	0.33
V	17.8	0.3	6.50	0.00	6.50	0.00	0.41	0.57	24.25	0.07	14.70	0.00

区	ナトリウム (mmol/l)		カリウム (mmol/l)		カルシウム (mmol/l)		マグネシウム (mmol/l)		クロライド (mmol/l)	
	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$	$\bar{x}$	$u$
対 照 区	0.46	0.09	0.05	0.01	0.32	0.09	0.26	0.02	0.45	0.05
I	85.59	9.32	0.10	0.02	0.38	0.10	0.26	0.02	89.53	16.17
II	125.00	10.63	0.10	0.03	0.38	0.11	0.26	0.02	137.84	14.24
実験区 III	160.28	8.08	0.11	0.03	0.37	0.11	0.26	0.02	177.93	15.72
IV	196.41	12.15	0.10	0.03	0.45	0.08	0.26	0.03	223.02	18.78
V	221.90	3.96	0.13	0.03	0.33	0.01	0.28	0.02	276.40	4.67



各区の実験水の分析は pH が比色法、溶存酸素量 (DO) はウインクラーアジカナトリウム変法、アンモニア態窒素 (NH<sub>4</sub>-N) はインドフェノール法、電気伝導度は電導度計 (TOA CM-5B) を、塩分はサリノメーター (オートラボ S-T 計 602) を用いて行った。実験水中の無機塩類は原子吸光法を用い、塩素はモール法を用いて分析した。

### 2-6 解析方法

供試魚の検査結果は検査日ごとに対照区と各実験区の平均値、標準偏差 (不偏分散から算出) を求め両者を 2 つの平均値の比較 (例数の少ない場合) の t 検定で統計学的に比較検討した。

## 3. 結果

### 3-1 実験水の分析結果

各区の水質分析結果を表-2 に示した。

これによると水温は 17.8~19.0°C, pH は 7.0~7.9, DO は 6.5~8.0mg/l, NH<sub>4</sub>-N は 0.41~1.11mg/l の範囲で各区とも大差ないものであった。

次に塩分の濃度は 1%以下~14.7%, 電気伝導度は 0.23~24.25mS/cm の範囲であった。

各区の実験水中の無機塩はナトリウム量が 0.5~221.9mmol/l, クロライド量が 0.5~221.9mmol/l の範囲であった。他の無機塩のカリウム, カルシウム, マグネシウム量は各区とも大差ないものであった。

### 3-2 供試魚の摂餌, 行動, 外部形態

実験期間中の摂餌状況は対照区, 実験区 I, II 区が同じ摂餌量を示し, III 区は曝露 14 日目より対照区に比較して若干少ない摂餌量を示した。IV 区は 21 日目より摂餌量が著しく低下した。

行動, 外部形態等の所見は, 対照区と実験 I, II 区は行動, 外部形態に異常は認められなかったが, III 区では曝露 21, 35 日目に鰓の色調がやや貧血の所見を示した。これに対して IV 区は群れ, 遊泳行動の鈍化を示し, 外部形態では曝露 14, 21 日目より鰭の周辺部が融解, 両眼球の軽度の突出, さらに 1 個体で体側上皮の糜爛等の所見を示した。鰓は貧血状態の所見を呈していた。V 区は曝露 1 日目で 3 尾が死亡, 他の 7 尾のうち 3 尾が横転し瀕死の状態, 他は狂奔等の明らかな行動異常を示した。

### 3-3 成長量

各区の供試魚の体重, 肥満度の経日変化について, 曝露前を 100 としたときの増減率で示したのが図-1, 2 である。

体重の増減率は曝露期間中, 対照区と比較して II, III 区は同様な増減傾向を示した。それに比較して III, IV, V 区は曝露 1 日目で V, IV, III 区の順に体重の低下が著るしかつた。それ以後, III 区は 4 日目まで体重の低下が続き, 7 日, 14 日目になると対照区と差がなくなるまで体重は回復していたが, 28 日目から再び低下する傾向がみられた。一方, IV 区は 7 日目まで体重の低下が続き, それ以後, 体重はさほど回復せず, 21 日目を境として急激に低下していった。以上の結果を統計学的に解析すると, 曝露 1 日目が III, V 区で, その後, 4, 14, 28

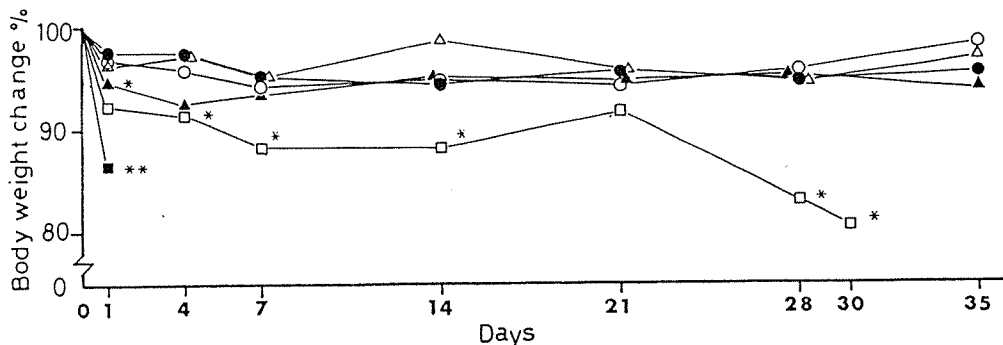


図-1 体重の増減率〔(曝露後/曝露前の体重)×100〕の経日変化

○-○: 対照区, ●-●: 実験区 I, △-△: II, ▲-▲: III,  
□-□: IV, ■-■: V.

\*, \*\*: P<0.05, P<0.01

35日目のⅣ区で対照区と比較して有意差を示した。

次に肥満度の増減率は体重のそれと同様な傾向を示した。すなわち曝露1日目はⅤ, Ⅳ, Ⅲ区の順で高い低下傾向を示し, Ⅲ区は4日目以後に回復したが, 14日目を境として再び低下していった。またⅣ区は曝露1日目より低下が続き21日目を境として急激に低下した。統計学的には曝露1日目でⅤ区, 4, 21, 28, 35日目でⅣ区が対照区に比して有意に低い値を示した。

### 3-4 血液水分含量

各区の血液水分含量の経日変化を図-3に示した。

これによると曝露前の血液水分含量は87.8%であったが, 曝露1日目はどの区も若干低下していった。この傾向は14日目まで続くが, 特にⅠ, Ⅲ, Ⅳ区で低い値を示した。しかしながら曝露21日目は全区とも90%前後の高い値を示した。これは35日目でも同様であったが, Ⅳ区は他より若干低下していた。統計学的に対照区と実

験区とを比較すると, 曝露7日目がⅣ区, 14日目がⅡ区で有意差を示した。

### 3-5 ナトリウム量

各区の血清ナトリウム量の経日変化を図-4に示した。曝露前の血清ナトリウム量は136.5 mmol/lであったが, 曝露1日目にⅡ区を除いて他の区はいずれも高い値を示した。特に実験水の塩分濃度が高いⅣ, Ⅴ区は著るしく増加した。Ⅴ区は血清ナトリウム量は実験水のナトリウム量の221.9 mmol/lとほぼ同じ高い値を示した。曝露4, 7日目になると, Ⅱ, Ⅲ, Ⅳ区が対照区に比して高い値を示す傾向にあり, Ⅳ区は247.7 mmol/lと最大値を示した。14, 21日目になるとナトリウム量は漸減していったが, 21日以後, Ⅱ, Ⅲ, Ⅳ区は実験水のナトリウムの濃度段階に応じた高い値で安定した。統計学的に対照区と各区の値を比較すると, 曝露1日目はⅤ区, 4日目はⅣ区, 7日目ではⅡ, Ⅳ区,

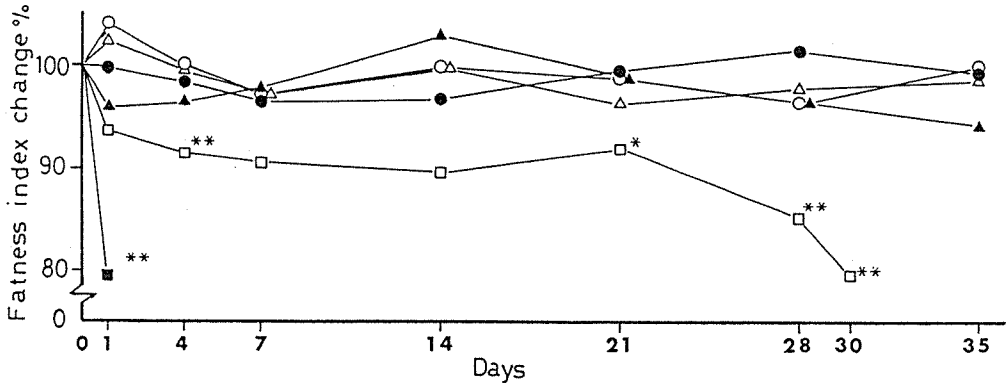


図-2 肥満度の増減率〔(曝露後の肥満度/曝露前の肥満度)×100〕の経日変化

○-○: 対照区, ●-●: 実験区 I, △-△: II, ▲-▲: III, □-□: IV, ■-■: V.

\*, \*\*: P<0.05, P<0.01

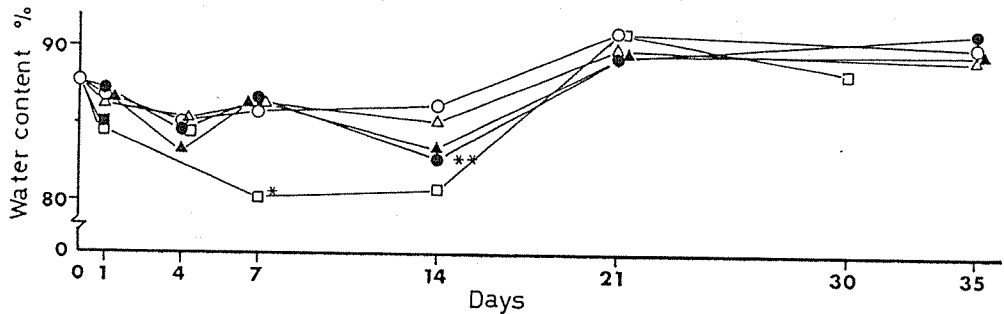


図-3 血液水分含量の経日変化

○-○: 対照区, ●-●: 実験区 I, △-△: II, ▲-▲: III, □-□: IV, ■-■: V.

\*, \*\*: P<0.05, P<0.01

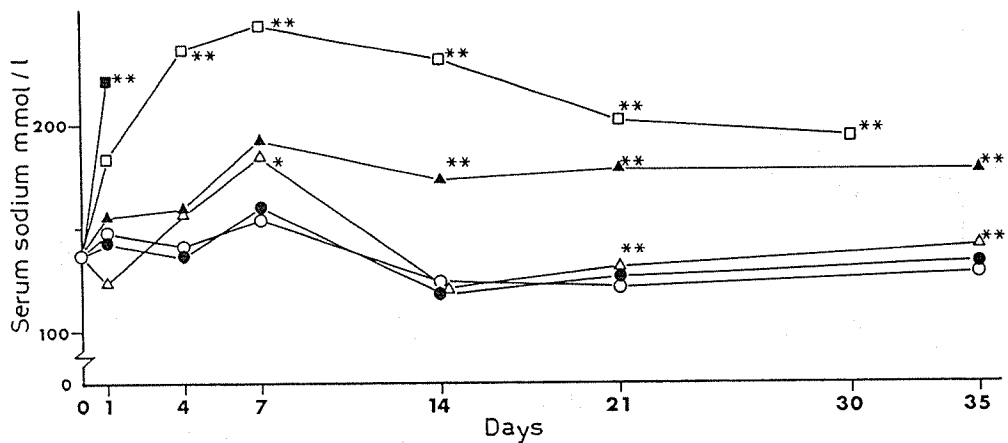


図-4 血清ナトリウム量の経日変化

-○-: 対照区, -●-: 実験区 I, -△-: II, -▲-: III,  
 -□-: IV, -■-: V.  
 \*, \*\*:  $P < 0.05$ ,  $P < 0.01$

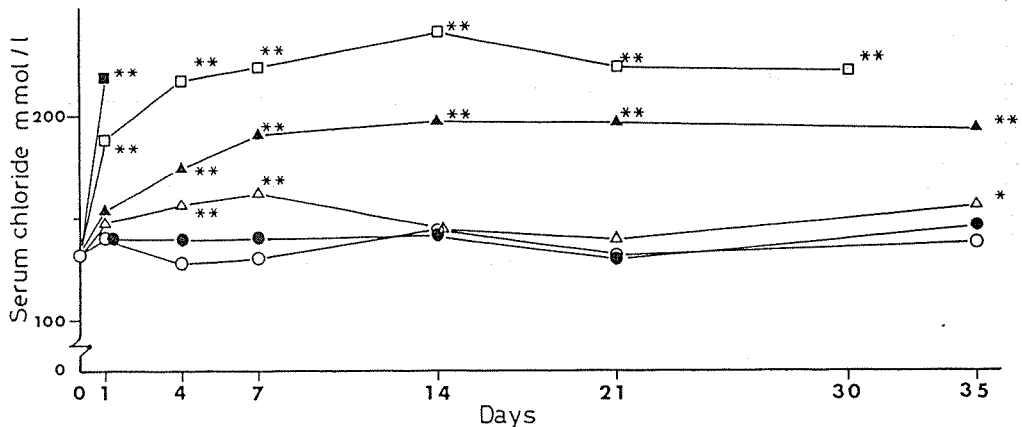


図-5 血清クロライド量の経日変化

-○-: 対照区, -●-: 実験区 I, -△-: II, -▲-: III,  
 -□-: IV, -■-: V.  
 \*, \*\*:  $P < 0.05$ ,  $P < 0.01$

14日目はⅢ, Ⅳ区, また21, 30, 35日目ではⅡ, Ⅲ, Ⅳ区で有意差を示し, いずれも対照区より高い値を示した。

### 3-6 クロライド量

各区の血清クロライド量の経日変化を図-5に示した。曝露前の血清クロライド量は  $130.9 \text{ mmol/l}$  であったが, 曝露1日目で全区が増加し, 特にⅣ, Ⅴ区は高い値を示した。ちなみにⅤ区は  $218.7 \text{ mmol/l}$  の値であった。それ以後, Ⅲ, Ⅳ区は14日目まで漸増していった。このときⅣ区は  $240.0 \text{ mmol/l}$  と著るしく高い値を示した。これらの傾向はナトリウム量の変化と同様であった。しかしながらクロライド量はナトリウム量

に比べて最大値に達するまでの時間が長かった。曝露21日以後, クロライド量は実験水のクロライド量の濃度段階に応じた高い値で安定した。統計学的に対照区と他の区を比較すると, 曝露1日目はⅣ, Ⅴ区, 4日目はⅡ, Ⅲ, Ⅳ区, それ以後の30, 35日目はⅡ, Ⅲ, Ⅳ区でそれぞれ有意差を示し, いずれも対照区より高い値であった。

### 3-7 カルシウム量

各区の血清カルシウム量の経日変化を図-6に示した。曝露前の血清カルシウム量は,  $2.85 \text{ mmol/l}$  であった。曝露1日目のⅣ, Ⅴ区はそれより高い値を示し, また対照区との比較でも高かった。Ⅳ区は4日目以後, 30日目まで対照区より高い値を示した。Ⅱ, Ⅲ区は対照区

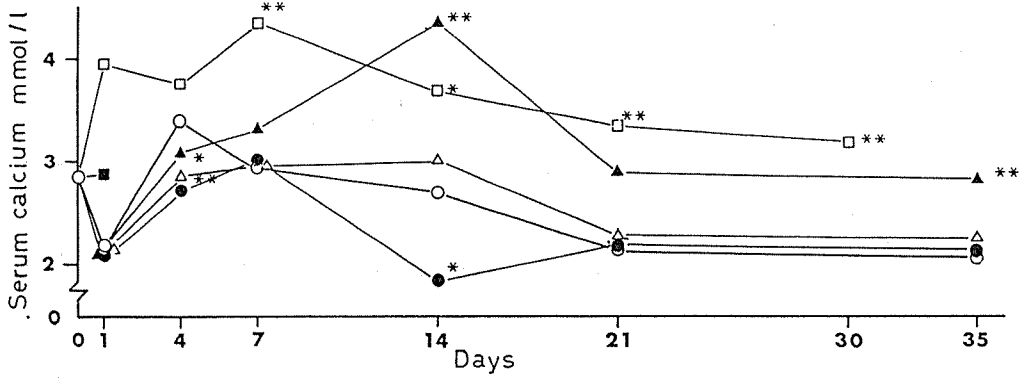


図-6 血清カルシウム量の経日変化

-○-: 対照区, -●-: 実験区 I, -△-: II, -▲-: III,  
 -□-: IV, -■-: V.  
 \*, \*\*: P<0.05, P<0.01

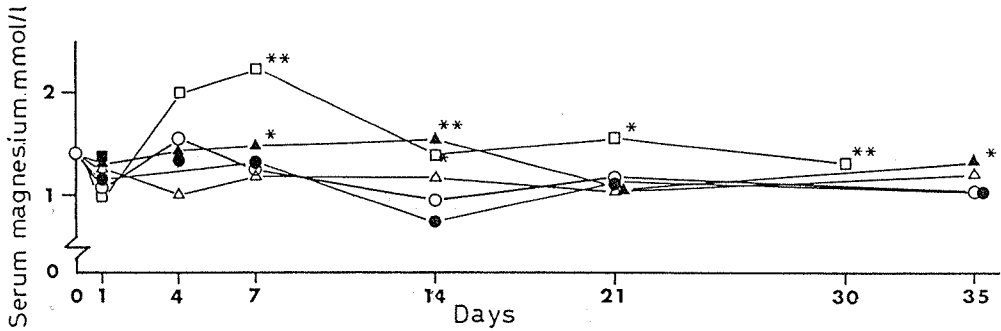


図-7 血清マグネシウム量の経日変化

-○-: 対照区, -●-: 実験区 I, -△-: II, -▲-: III,  
 -□-: IV, -■-: V.  
 \*, \*\*: P<0.05, P<0.01

表-3 血清カリウム量の経日変化

単位 (mmol/l)

区	0		1		4		7		14		21		35	
	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>
対照区	5.93	2.05	3.39	1.34	5.93	2.41	5.90	3.12	6.12	1.64	5.58	3.70	2.86	0.92
I			3.89	2.04	4.87	1.75	3.70	2.07	5.20	2.64	2.88	1.63	2.73	1.85
II			4.85	0.50	5.13	2.90	4.80	2.49	3.69	1.40	3.39	0.81	1.92	0.78
実験区 III			5.01	2.20	5.52	2.49	4.53	3.23	6.73	2.38	4.28	1.87	2.73	0.66
IV					5.69	0.93			4.79	2.93	2.65	1.28	1.24	0.23
V			8.30	1.59										

注) ( )内の数字は尾数を示す。

※: p<0.05, ただしIV区は30日目で実験を終了し, 対照区35日目の値と統計学的に比較検討した。

と比較して4日目は低い値、それ以後、高い値を示した。これらを統計学的に解析すると曝露4日目でⅡ、Ⅲ区、7日目以後、Ⅲ、Ⅳ区で有意差を示した。

### 3-8 マグネシウム量

血清マグネシウム量の経日変化を図-7に示した。

曝露1日目は曝露前の値に比して若干低い値を示した。しかしⅣ区を除く他の区は対照区に比較して高い値であった。さらにⅣ区は4日目以後、常に高い値、またⅢ区は7、14、35日目が対照区に比して高い値であった。統計学的には7、14日目のⅢ、Ⅳ区、21日目はⅣ区、30日目はⅣ区、35日目はⅢ区で有意差を示した。

### 3-9 カリウム量

血清カリウム量の経日変化については表-3に示した。

曝露1日目にⅤ区をのぞいていずれの区も曝露前より低い値であった。4、7、14日目では実験区によって高い値あるいは低い値を示し一定の傾向がみられなかった。統計学的に対照区と他の区を比較すると30日目のⅣ区が有意差を示した。

## 4. 考 察

淡水魚の血液浸透圧は約300 mmol/l/l, 淡水のそれは0.1~1.0 mOsm/lである。淡水魚の浸透圧は淡水のそれと比べて著るしく高い。その結果、鰓、口腔上皮等から水の浸入と塩類の損失の危険にさらされている。そのため失われた塩は鰓が能動的に取り入れ、また腎臓では細尿管での塩の再吸収が行われている。さらに浸入した水は多量の薄い尿として排出される。この様な浸透圧調節機構によって塩類、ひいては浸透圧が一定に保たれ、生体の恒常性が維持されているのである。これら体液浸透圧を維持している主要な塩の成分は、1価イオンのナトリウム、クロライドである。これらは鰓で調節され、他のカルシウム、マグネシウム等の2価イオンは腎臓、腸で調節されている<sup>2)</sup>。

この様な浸透圧調節機構をもつ魚類が、高濃度の塩分に曝露されたときの様な反応を示すかの研究は数多くある。特に塩分上昇時の血液性状への影響についてはコイ<sup>3,4,6)</sup>、キンギョ<sup>7,8)</sup>、うなぎ<sup>9,10)</sup>、ニジマス<sup>11)</sup>等での研究報告がある。無機塩に関して血中ナトリウム、クロライド量は曝露後上昇をはじめ、数日経過後にもとの値にもどるかあるいは高い値で安定したものとなる。今回の結果でも両者ともに曝露後、急激に上昇し7日目に最大値を示した。その後、やや低下するが14日目は実験水の塩分濃度に応じた値で定常状態になったことなど先の報告とはほぼ一致したものとなった。

次に実験水と血清中のナトリウム量、クロライド量の

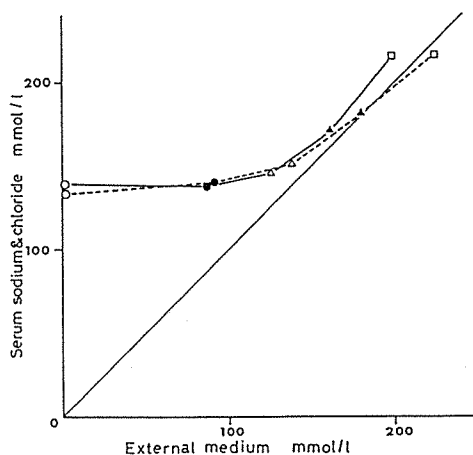


図-8 実験水と血清のナトリウム量、クロライド量の関係

—: 血清ナトリウム, - - -: 血清クロライド  
直線は等濃度線を示す。  
○: 対照区, ●: 実験区 I, △: II, ▲: III,  
□: IV, ■: V.

関係を見るために、各区の合計の平均値をもとに図示したのが図-8である。実験I、II区までは軽度の上昇がみられたが、III区になると急激に上昇し、IV区まで等濃度線と同じ上昇傾向をとった。この様にII区、すなわち実験水の塩分濃度が0.75%をこえると血清中の濃度も急激に上昇することを示した。一般に淡水魚の浸透圧は0.5~0.7%の塩化ナトリウム溶液に相当するといわれている<sup>12)</sup>。これらのことから外界水の塩分濃度が体液浸透圧より高くなると外界の塩分が一方的に体内に浸入する。つまり鰓などによるナトリウム等のイオンの流入、流出の調節機構がある濃度をこえると十分働かず、魚体の内部環境の攪乱を惹起するものと推測された。

しかしながらHEGABら<sup>6)</sup>は淡水から徐々に塩分を上昇させていくと1.5%まで生存できることを報告し、また川本の総説<sup>13)</sup>でも直接的に適応させたものと、漸時適応させたものとは体液浸透圧の上昇の割合が異なることを記しており、曝露条件によって塩分耐性に若干の違いが生ずると考えられる。

2価イオン、カルシウム、マグネシウム量は対照区と実験I、II区ではあまり差はなく、III、IV区で比較的高い値を示し、両者は同様な変化傾向を示した。これはCHANら<sup>9)</sup>も指摘しているところである。一方、カルシウムは細胞膜の透過性を変化させ、生体の防御機構に関与することが知られている<sup>13,14)</sup>。今回の結果も高塩分濃度に曝露された時、その反応が出現したと示唆されるが、その詳細については不明であった。

次に血液水分含量は、高濃度の塩分に曝露されると脱水状態になりその量が低下することが知られている。尾崎ら<sup>15)</sup>はコイを $\frac{1}{4}$ 海水に直接入れたとき、血液水分含量が低下し、以後、この塩分濃度に順応するのに15日かかるとしている。今回は血液水分含量がもとの値に回復するのに21日を要した。次に体重の増減率をみると、曝露初期の体重の減少傾向が高濃度段階で高かったことなど脱水状態が生じたことが推測され、またそれに帰因して血清中の無機塩の量を曝露初期により高めたものと考えられた。

最後に、体重、肥満度は生理学的観点から総合的に評価する場合、有用な測定項目である。今回、これらの結果と外観等の所見とをあわせて検討すると、曝露初期、特に高濃度段階で脱水症状によって体重、肥満度の減少をきたし、V区の1.5%の塩分濃度では前述のように外観的に明らかな所見を呈した。亜急性的にはV区を除く他の区の体重、肥満度は若干回復するが、Ⅲ、Ⅳ区は再び減少傾向を示し、Ⅳ区の1.25%の塩分濃度で外観的に著明な所見を呈した。

これらのことから外界の塩分濃度が0.75%以上になると血清無機塩は増加し、さらに生理学的に影響を受けることが示唆された。今後、この点に関して血液形態、血液化学的側面から検討を加えていきたい。

## 5. ま と め

コイの血液性状に及ぼす塩分(塩化ナトリウム)の影響について検討した。今回は血清無機塩を中心に解析し、以下の結果を得た。

- 1) 各実験Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区の塩分濃度は0.50、0.75、1.00、1.25、1.50%であった。
- 2) 供試魚は急性的にⅤ区で、亜急性的にはⅣ区で、へい死あるいは衰弱した状態となった。
- 3) 体重及び肥満度は曝露初期減少した。特にⅢ、Ⅳ、Ⅴ区で著るしかった。
- 4) 血液水分含量は曝露初期にⅢ、Ⅳ、Ⅴ区で減少しその後21日目になるともとの値にもどった。
- 5) 血清ナトリウム、クロライド量の経日変化は、曝露後7日、14日目に最大値に達し、21日目以後にやや低下し、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ区では外界水の塩分濃度に応じた値で安定した。
- 6) 血清カルシウム、マグネシウム量は特にカルシウム量がⅢ、Ⅳ区で高い値を示した。

以上のことから外界の塩分濃度が0.75%以上になると血清ナトリウム、クロライド量が急激に増加し、魚体の生理系に影響を及ぼすものと示唆された。

## 文 献

- 1) V.S. Black : Excretion and Osmoregulation, *The Physiology of Fishes*, 1, 163 ~ 205, (1957)
- 2) 内田清一郎: 浸透圧, 魚類生理, 川本信之編, 318~353, 東京(1977), 恒星社厚生閣
- 3) 樋口文夫: コイ (*Cyprinus carpio*) に及ぼす塩化ナトリウムの急性、亜急性影響, 横浜市公害研究所報, 第4号, 153~160(1979)
- 4) 田村 修, 保田正人, 藤木哲夫: 赤血球などの量的変動による魚類生理状態の判定, I, 日水誌, 28, 504~509(1962)
- 5) 栗倉輝彦: ニジマスの海水に対する抵抗性について(Ⅱ), 魚と卵, 15, 8~13(1964)
- 6) S.A. Hegab, W. Hanke : Electrolyte changes and volume regulatory process in the carp (*Cyprinus carpio*) during osmotic stress, *Comp. Biochem. Physiol.*, 71 A, 157 ~ 164(1982)
- 7) M. Oguri, Y. Ooshima : Early changes in the plasma osmolality and ionic concentrations of rainbow trout and gold fish following direct transfer from fresh water to sea water, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 43 (11), 1253 ~ 1257(1977)
- 8) S. Umehara, M. Oguri : Effects of environment calcium content on plasma calcium levels in gold fish, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 44 (8), 827 ~ 833(1978)
- 9) D.K.O. Chan, J.I. Chester, I.A. Henderson & J.C. Rankin : Studies on the experimental alteration of water and electrolyte composition of the eel. *Anguilla anguilla*, *J. Endocr.*, 37 297 ~ 317(1967)
- 10) M. Oide, S. Utida : Changes in water and ion transport in isolated intestine of the eel during salt adaptation and migration, *Marine Biol.*, 1, 102 ~ 106(1967)
- 11) 北島 力, 佐藤正明: ニジマスの海水養殖に関する研究 I, ニジマスの海水順致について, 水産増殖, 13 (1), 29~44(1965)
- 12) 尾崎久雄: 魚類の鰓と鰓, 医学のあゆみ, 64, 712 ~ 719(1968)
- 13) 川本信之: 魚類生理生態学, 307~331, 東京(1975), 恒星社厚生閣
- 14) 尾崎久雄: メダカの食塩水への抵抗力の  $\text{CaCl}_2$  による増大, 科学, 31, 594~595(1961)
- 15) 尾崎久雄, 菊地界善: 稀釈海水中のコイの血液水分含量, *J. Tokyo. Univ. Fish.*, 59(1), 27~31(1972)

# コイ (*Cyprinus carpio*) における肥満度について (第2報)

—— 水温との関係 ——

水尾寛巳\*, 樋口文夫\*, 畠中潤一郎\*, 福島 悟\*

## 要 旨

成長量によるコイの健康評価法を確立するための一環として、肥満度と水温との関係について検討した。

今回おこなった試験の結果から、肥満度は水温の低い飼育条件の方が高い飼育条件に比べて大きくなる傾向があることがわかった。また、このことは、飼育水温を低温から高温へ変えた場合に肥満度が小さくなる傾向があることから確認できた。

これらの関係については、日間増重率と日身体長増加率との関係からも明らかになった。

以上の結果から、コイの健康評価項目に肥満度を用いる場合には、飼育水温について考慮する必要があると考えられた。

## 1. はじめに

コイの健康評価法の一つとして成長量による方法がある。通常、コイの成長量は、体長、体重で表わされるが、健康評価法の指標としては、体長と体重から算出される肥満度が使用される。本市のように屋外でコイを飼育し工場排水の安全性の評価<sup>1),2)</sup>をおこなおうとする場合においては、水温、塩類等を対照区と排水区で同一にそろえることはかなり難しく、これらの差が成長量等にどのように影響するかを明らかにする必要がある。

今回はこれらの中、水温と肥満度との関係について検討したので報告する。なお、筆者らは前提条件として、すでに給餌条件と成長量<sup>3),4)</sup>について検討をおこない、肥満度と日間増重率との間には相関関係があることを明らかにしている。

## 2. 材料および方法

試験に用いたコイは神奈川県淡水魚増殖試験場から昭和55年7月に購入した0年魚を当研究所内で約1年間

飼育したものである。試験水槽は側面をベニヤ板でおおった角型200ℓのガラス水槽を用い、水容量は100ℓとした。試験水は水道水の脱塩素後のものを用い、800ℓ/水槽・日の割合での流水とした。

水温調整は水槽内に投げ込みヒーターを入れておこなった。照明はブラントルックスを用い午前8時から午後5時までの9時間とした。

表一 試験に用いた飼料の主成分等

成分	粗たんぱく質	粗脂肪	粗繊維	粗灰分	カルシウム	リン
浮餌	39.0	3.0	5.0	15.0	1.7	1.5%

※ 原材料 動物質性飼料(魚粉)38%, 穀類(とうもろこし, 小麦粉)25%, 植物油(大豆油)23%, そうこう類(米ぬか油)4%, その他10%

Relationship between fatness of *Cyprinus carpio* and water temperature (II)

\*Hiroimi Mizuo, Fumio Higuchi, Junichiro Hatakenaka, Satoshi Fukushima,  
横浜市公害研究所水質部門

表一 2 実験条件の概要

種類	実験条件				測定回数	
	水温	日間摂餌率	総給餌量	反復区	項目	回数
実験 1	12~15℃と22℃の2水準	0.5~3.5%の範囲で変動	12~15℃区<22℃区 (51.9g, 59.5g)(92.4g)	あり	体長, 体重, 肥満度	8
実験 2	18℃, 23℃, 28℃の3水準	1~4%の範囲で変動	18℃=23℃=28℃区 (60.1g)	なし	〃	8
実験 3	18℃から23℃に徐々に上昇	1.5~1.8%の範囲でそろえる	—	あり	〃	5

試験に使用した餌は市販の配合飼料で、一般成分組成を表一に示した。試験期間中のpHは7.0~7.8, DOは7以上であった。水温の測定・記録には自記地中温度計を用いた。

体長・体重の測定は7日毎におこない、体長の測定は被鱗体長とし、麻酔はおこなわなかった。

給餌量の設定は、実験条件に合わせて、体長・体重測定時毎に調整した。

今回の実験は、飼育水温と肥満度の関係を検討するため、表一に示すとおり、3種類についておこなった。

実験1；飼育水温が12~15℃と22℃条件下での肥満度の比較実験

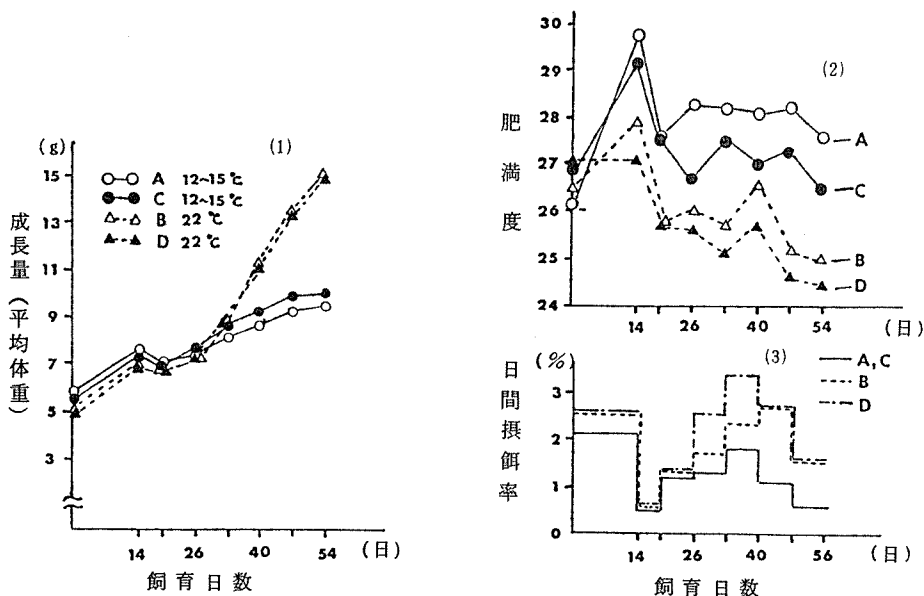
実験2；飼育水温が18℃, 23℃, 28℃の条件下での

肥満度の比較実験

実験3；飼育水温を18℃から23℃に徐々に上昇させた場合の肥満度への影響を把握するための実験

をおこなった。ただし、実験1, 2においては日間摂餌率を7日毎に変化させておこない、総給餌量は各水温条件下で同量になるように設定したが、実験1の12~15℃の飼育条件下においては、摂餌量が22℃の飼育条件に比べて悪く、総給餌量(摂餌量)において40.5gの差が生じた。

実験3においては、日間摂餌率をできるだけ一定になるように調整しておこない、A, Bの反復区の総給餌量を同量になるように調整した。



図一 1 水温と肥満度との関係 (実験一)



### 3. 結果と考察

#### 3-1 実験1, 飼育水温12~15℃と22℃の条件下での肥満度の比較

実験1の結果は、表-3、図-1に示した。表-3のA, Cは12~15℃の試験区で、B, Dは22℃の試験区である。総摂餌量はAが51.9g, Cが59.5g, B, Dは92gで、試験期間中の飼料効率、A, C区が70~77%

B, D区が110~118%であった。肥満度については、開始時がA区26.2±1.3, B区26.5±2.0, C区26.9±2.3, D区27.1±2.5で終了時はA区27.6±0.8, B区25.0±1.4, C区26.5±2.1, D区24.5±1.6と、A, C区とB, D区で2~2.5の開きがあった。

図-1は、試験期間中の成長パターン、日間摂餌率、肥満度について示したもので、成長パターンにおいては、

表-3 試験魚の飼育結果(実験-1)

項目	試験区	A	B	C	D
試験期間(月・日)		1.14~3.9	1.14~3.9	1.14~3.9	1.14~3.9
試験日数(日)		56	56	56	56
給餌日数(日)		44	44	44	44
試験水温(℃)		12~15	22	12~15	22
試験尾数(尾)		10	10	10	10
開始時体長(cm)	$\bar{x} \pm SD$	6.0±0.4	5.7±0.4	5.9±0.4	5.6±0.5
開始時体重(g)	$\bar{x} \pm SD$	5.7±1.3	5.0±0.9	5.5±0.9	4.7±1.1
開始時肥満度	$\bar{x} \pm SD$	26.2±1.3	26.5±2.0	26.9±2.3	27.1±2.5
終了時体長(cm)	$\bar{x} \pm SD$	7.0±0.4	8.5±0.6	7.3±0.5	8.5±0.5
終了時体重(g)	$\bar{x} \pm SD$	9.4±1.8	15.3±2.8	10.1±1.5	15.1±2.7
終了時肥満度	$\bar{x} \pm SD$	27.6±0.8	25.0±1.4	26.5±2.1	24.5±1.6
給餌量(摂餌量)(g)		51.9	92.4	59.5	92.4
増重量(g)		36.5	103.4	46.2	103.2
飼料効率(%)		70.4	118.6	77.7	111.7
成長率(%)		1.65	3.06	1.84	3.21

表-4 試験魚の飼育結果(実験-2)

項目	試験区	A	B	C
試験期間(月・日)		4.27~6.15	4.27~6.15	4.27~6.15
試験日数(日)		49	49	49
給餌日数(日)		42	42	42
試験水温(℃)	$\bar{x} \pm SD$	28±1	23±1	18±1
試験尾数(尾)		10	10	10
開始時体長(cm)	$\bar{x} \pm SD$	5.8±0.3	5.9±0.3	5.9±0.3
開始時体重(g)	$\bar{x} \pm SD$	5.0±0.9	5.4±0.9	5.5±0.7
開始時肥満度	$\bar{x} \pm SD$	25.0±1.7	26.6±1.5	27.0±2.6
終了時体長(cm)	$\bar{x} \pm SD$	7.0±0.7	7.4±0.6	7.4±0.3
終了時体重(g)	$\bar{x} \pm SD$	9.3±2.7	10.6±2.4	10.8±1.4
終了時肥満度	$\bar{x} \pm SD$	26.2±2.2	25.8±1.3	26.5±1.5
給餌量(摂餌量)(g)		60.1	60.1	60.1
増重量(g)		43.3	51.5	52.6
飼料効率(%)		72.0	85.6	87.5
成長率(%)		1.86	1.96	1.96

水温 12~15℃ の A, C 区では, 摂餌率, 飼料効率が低いため, 22℃ の B, C 区に比べて成長量は低かった。

しかし, 肥満度については, 図-1-(2)に示すとおり, 22℃ の B, D 区に比べて, 12~15℃ の A, C 区の方が高い傾向を示していた。22℃ の試験区と 12~15℃ の試験区についてそれぞれ平均値の差の検定をおこなったところ, 有意水準 1% で有意な差が見られた。

### 3-2 実験 2, 飼育水温が 28℃, 23℃, 18℃ の条件下での肥満度の比較実験

実験 2 の結果は表-3, 図-2 に示した。A が 28℃,

B が 23℃, C が 18℃ の区である。表-4 に示したとおり, 各区の総給餌量は同一で 60.1g, 飼料効率は A が 72.0, B が 85.6, C が 87.5 であった。肥満度については, 開始時が A, 25.0±1.7, B, 26.6±1.5, C, 27.0±2.6 で終了時は A, 26.2±2.2, B, 25.8±1.3, C, 26.5±1.5 であった。図-2 は, 試験期間中の成長パターン, 日間摂餌率, 肥満度について示したもので, 成長パターンにおいては, 水温 28℃ の A が 23℃, 18℃ の区に比べて成長が悪く, これは試験開始時における日間摂餌率が低かったため, 水温 28℃ の A では, 餌の多くは基

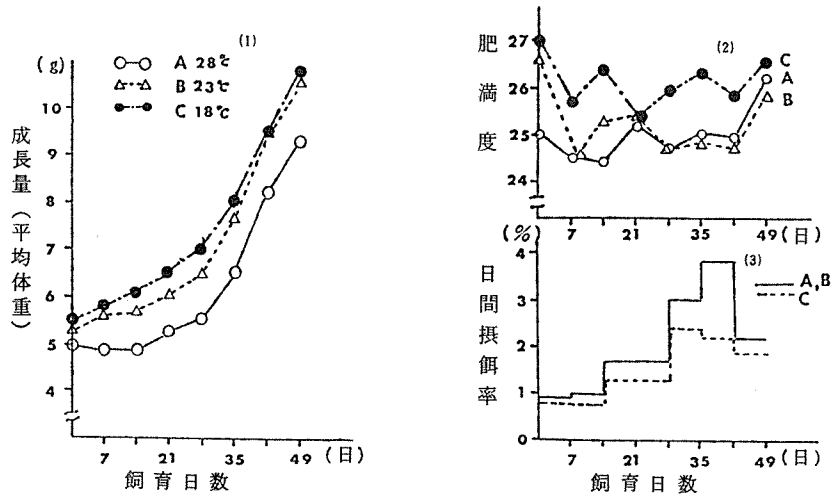


図-2 水温と肥満度との関係(実験-2)

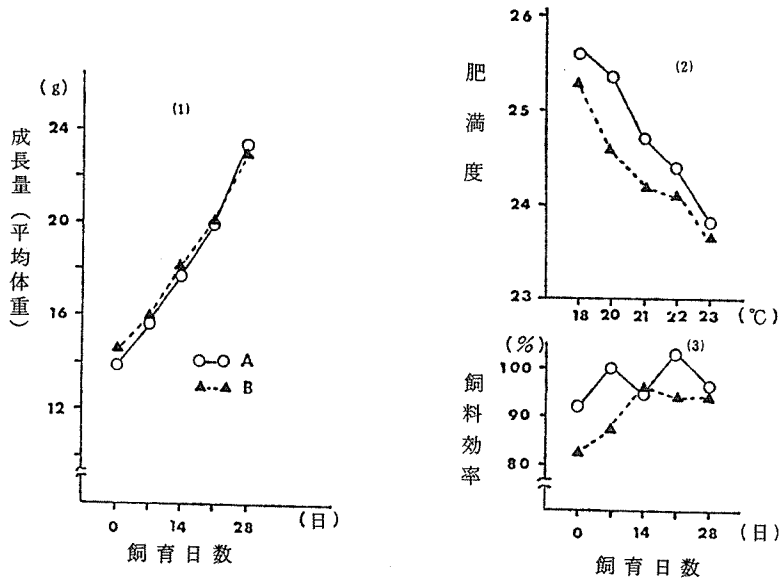


図-3 水温と肥満度との関係(実験-3)

表—5 試験魚の飼育結果(実験—3)

項 目	試 験 区	
	A	B
試 験 期 間(月・日)	6.15 ~ 7.13	6.15 ~ 7.13
試 験 日 数(日)	28	28
給 餌 日 数(日)	24	24
試 験 水 温(°C)	18 → 23	18 → 23
試 験 尾 数(尾)	10	10
開 始 時 体 長(cm)	$\bar{x} \pm SD$	8.2±0.4
開 始 時 体 重(g)	$\bar{x} \pm SD$	13.8±1.6
開 始 時 肥 満 度	$\bar{x} \pm SD$	25.6±2.9
終 了 時 体 長(cm)	$\bar{x} \pm SD$	99.8±0.5
終 了 時 体 重(g)	$\bar{x} \pm SD$	22.7±3.8
終 了 時 肥 満 度	$\bar{x} \pm SD$	23.8±2.2
給 餌 量(摂 餌 量)(g)		89.2
総 重 量(g)		88.6
飼 料 効 率(%)		99.3
成 長 率(%)		1.64

礎代謝に使われ、飼料効率が低くなったためと考えられる。肥満度については、18°CのC区が28°C、23°CのA、B区に比べて高い傾向が見られた。平均値の差の検定をおこなったところ、A、B区とC区間に有意水準1%で有意な差が見られた。しかし、A、B間には、差は見られなかった。このことは、18°Cと23°Cの水温差の場合と23°C~28°Cの水温差の場合の間には、生理的代謝活動に差があることを示しているものかと思われる。また、23°Cから28°Cの水温域においては5°C程度の差は生理的にあまり影響がないことを示しているものと推定される。

### 3—3 実験3、水温を18°Cから23°Cに徐々に上昇した場合の肥満度への影響を把握するための実験

実験3の結果は表—4、図—3に示した。A、Bとも同一条件で、試験期間中の日間摂餌率は、1.7~2%で、総給餌量は89.2g、飼料効率はAが99.3%、B区が94.2%であった。肥満度については、試験開始時がA、25.6±2.9、B、25.3±2.1で終了時はA、23.8±2.2、B、23.7±1.6とそれぞれ1.6~1.8の開きで低くなっていた。

図—3は、試験期間中の成長パターン、飼料効率、肥満度について示したもので、成長パターンはA、B両区ともほぼ同じパターンを示していた。

飼料効率、肥満度についてもA、B両区とも同様な傾向を示しており、肥満度は水温が上昇するにつれ低くなる傾向を示した。

### 3—4 日間増重率と日間体長増加率からみた、水温と肥満度の関係についての考察

実験1、2、3の結果から水温の違いにより肥満度の値が変わることが明らかになった。

この関係を、肥満度の変動要因である日間増重率と日間体長増加率との関係、およびそれから求められる水温と肥満度比との関係から考察する。ただし、日間増重率(%)=日間増重量( $\frac{\Delta W}{n}$ )×100/給餌量設定時の体重( $W_0$ )、日間体長増加率=日間体長増加量( $\frac{\Delta L}{n}$ )×1,000/給餌量設定時の体長( $L_0$ )、肥満度比=n日目の肥満度( $\frac{W_n}{L_n^3} \times 1,000$ )/給餌量設定時の肥満度( $\frac{W_0}{L_0^3} \times 1,000$ )とする。

#### 3—4—1 実験1の結果について

図—4—(1)は日間増重率と日間体長増加率との関係、図—4—(2)は日間増重率と肥満度比との関係を示した。

図—4—(1)から、水温が12~15°CのA、C区の方が22°CのB、D区に比べて、日間増重率に対する日間体長増加率が低い傾向が見られた。

また、この関係をもとに求めた肥満度比と日間増重率との関係を示した図—4—(2)から、12~15°CのA、C区がB、D区に比べ、日間増重率の増加に対して、肥満度比が大きくなる傾向を示した。以上から、水温が低い場合には、高い場合に比べて、日間増重率に対する日間体長増加率の割合が小さくなり、その結果肥満度が大きくなることが明らかになった。

#### 3—4—2 実験2、3の結果について

図—5—(1)は実験2の結果について、日間増重率と日

間体長増加率との関係を示したもので、28℃、23℃、18℃の温度条件による違いははっきりしなかった。

図-5-(2)は実験3の結果について示したもので、A、B区とも水温の上昇につれ、日間増重率に対して日間体長増加率の傾きが大きくなる傾向が見られた。

図に示した直線式  $Y=3.034X+0.215$  は肥満度が1の場合の日間増重率と日間体長増加率との関係を示しており、この直線の上側においては肥満度が1以下になることを意味し、下側においては肥満度が1以上の関係を表わす。このことから、水温の上昇につれ、肥

満度が低くなる傾向が推定できる。

以上のように、コイの肥満度は、低水温の方が高水温に比べて高くなる傾向が見られた。この原因としては水温の高い飼育条件ではコイの代謝活動がさかんになることによって体長が増加する一方、エネルギーの消失は多くなり、その分だけ、水温の低い条件に比べて体重の増加は少なくなることによると考えられる。

水温の違いによる体重の変化が個体のどのような部位、内容成分に帰因するかについては、今後の課題である。

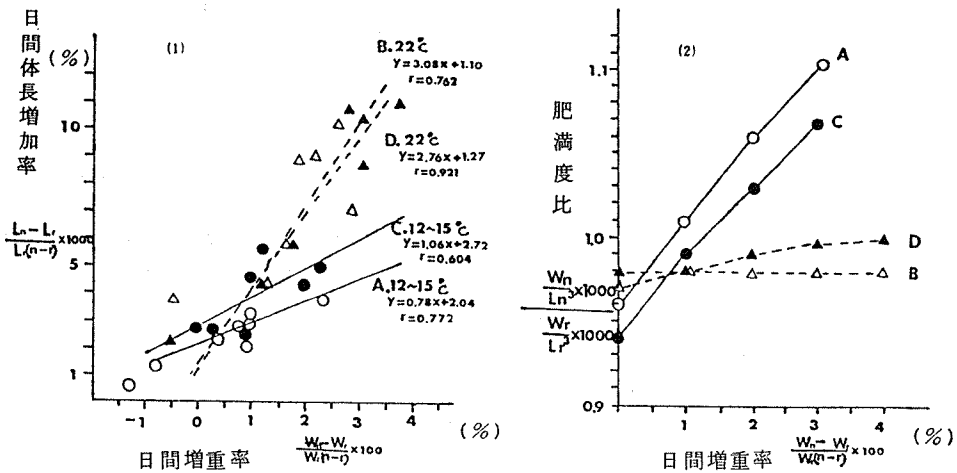


図-4 日間増重率と日間体長増加率、肥満度比との関係

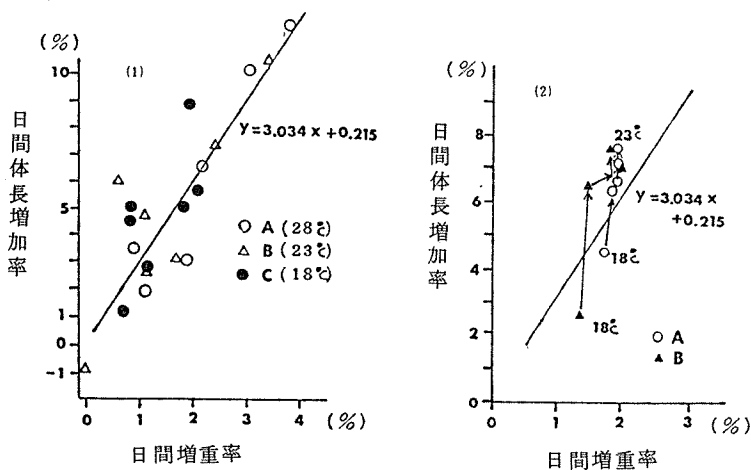


図-5 日間増重率と日間体長増加率との関係

#### 4. まとめ

成長量によるコイの健康評価法を確立するための一環として、肥満度と水温との関係について検討し、次の結果が得られた。

- (1) 肥満度は、低水温の方が高水温に比べて高くなる傾向が見られた。
- (2) このことは、水温を徐々にあげた場合、肥満度が低下することからも確認できた。
- (3) (1)については、日間増重率に対する日間体長増加率の割合が低水温において少ないことから明らかになった。
- (4) 23℃と28℃の比較においては、肥満度に有意な差が見られなかったが、このことは、この水温域においては、5℃程度の差は生理的にあまり影響がないことを示しているものと考えられた。

#### 文 献

- 1) 横浜市：工場等の排水に係わる魚類飼育指針および飼育実施細目(1982)
- 2) 横浜市：魚類指標による排水評価のための技術要領(1982)
- 3) 水尾寛巳，畠中潤一郎，樋口文夫，福島 悟，鈴木重之：コイ(*Cyprinus carpio*)における摂餌率と飼料効率について，横浜市公害研究所報第5号，97-107(1980)
- 4) 水尾寛巳，樋口文夫，畠中潤一郎，福島 悟：コイ(*Cyprinus carpio*)における肥満度について — 日間増重率との関係 — 横浜市公害研究所報第7号，65-68(1982)

この報文の一部は昭和57年度日本水産学会春季大会(東水大)において発表したものである。

## 夏季における平潟湾内水質の日変動について

畠中潤一郎<sup>\*</sup>, 二宮勝幸<sup>\*</sup>, 江口憲治<sup>\*\*</sup>

### 要 旨

1981年8月17日, 18日に, 夏季における平潟湾の水質日変動について調査を実施した。塩分濃度の測定値は12‰~27.9‰の範囲にあり, 同湾は海水の影響が比較的強い汽水域であることが認められた。また, 湾へ流入する河川水により, 富栄養化し, 汚濁状態が進んでいることも認められた。クロロフィル量は富栄養化した他の水域に比較しても高く, COD値は調査中, ほとんど環境基準を超えていた。そして, 魚類の生存を脅す貧酸素状態が夜間を中心として, 上層水, 下層水ともに表われていることが認められた。

### 1. はじめに

平潟湾は横浜市南部の金沢区にあり, 横須賀市と接している。面積は干潟部を入れて約35ha, その主要部は,

東南方向約1,000m, 幅約250m, 深さ1~3mの細長い方形の浅い水域である(図-1)。

現在, この平潟湾には宮川, 六浦川, 侍従川, 鷹取川

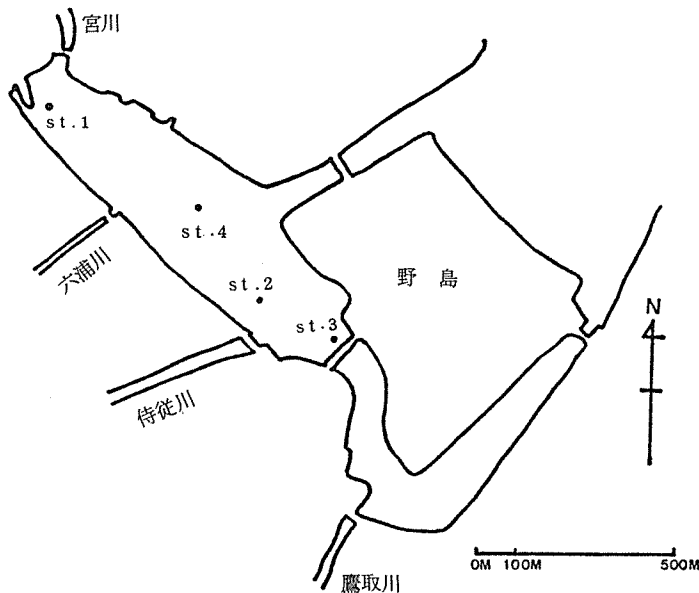


図-1 平潟湾概略図並びに調査地点

Summer diurnal variations of water quality in hiragata bay

\*June-ichiro Hatakenaka, Katuyuki Ninomiya 横浜市公害研究所水質部門

\*\*Noriharu Eguchi, 横浜市公害対策局水質課

の四河川が流入している。また、同湾は幅約70~80mの通称野島運河によって、外部の金沢湾、さらには東京湾へと通じている。

今は名残りを留めるものは少ないが、この水域周辺は鎌倉時代以前の古くから、景勝地として知られ「金沢八景のうち五景が平潟湾を中心とした地域であったという<sup>1)</sup>。

江戸時代後期より埋立工事が盛んに行われ、現在の形状になったのは昭和三十年代後半のことである。

第二次世界大戦後、湾周辺地域の埋立事業の進行、工場、住宅街の進出は、河川を通じてのものを含めて、湾内への汚濁源の流入を増加させて、平潟湾内の水質汚濁を著しく進行させた。

このような状況のなかで、横浜市では昭和42年以降、湾内水質等について環境調査を実施するようになった。

特に「オパケハゼ」問題が発生した際は、横浜市の委託を受けた武藤、四籠<sup>2~4)</sup>らによって平潟湾周辺の水質汚濁調査、ハゼの生態学的研究が行われている。これらによって、河川の重金属汚染等を含めた水質汚濁の実態、マハゼの病害の実態等が明らかにされている。

その後、神奈川県公害防止条例、水質汚濁防止法などが施行され、工場排水に対する水質規制が実施されるようになって、オパケハゼはその姿を減じていったようである。しかし、湾内の水質に関して、有機物汚濁の指標となるCODの測定値をとれば、水質環境基準を超えることがしばしばあり、浄化された状態には程遠い。そのためか、現在に至るまで、夏季を中心として、湾内外において、マハゼ等の魚類への死事故がしばしば発生してきている。工場のシアン排水の流出事故によるものもあったが、その多くは水中の溶存酸素減少に伴う酸欠死によるものである。

上記調査では、このような時期における湾内の溶存酸素濃度の変動については触れておらず、重金属その他の毒性をもつ物質に重点が置かれていた。そこで、今回は酸欠事故の発生する可能性や、そのような事態の生じる背景について知見を得ることを目的に調査を実施したものである。

## 2. 調査方法

調査は昭和56年8月17、18日の2日間にわたって行った。調査当日の潮は17日が大潮、18日が中潮となっており、潮汐の干満の時刻は表-1のとおりであった。平潟湾の場合、内湾ということもあって、潮汐の干満の時刻は、これよりも、若干後へずれ込むようである。

調査地点は図-1のようにst.1、2、3、4の四点を設けた。採水、水質測定等の作業はst.1からst.2、

表-1 調査当日の潮時(横須賀基準)

	満潮	干潮
8月17日	5:12 18:39	12:00 —
8月18日	5:53 19:08	0:14 12:33

st.3、st.4の順序でボートを移動させながら行った。この一連の作業は一回完了するのに、およそ一時間を要した。このため、st.1とst.4のデータの間には約一時間のずれが生じた。8月17日は、この作業を13、16、19、22時の3時間おきに実施した。18日は4時、7時、10時にそれぞれ実施した。なお、st.4は17日16時から新たに調査地点として加えたため、17日13時のデータはない。採水は、ボート上からバンドーン採水器を用いて行った。採水は水面下0.5mおよび底質直上0.5mの2層で行った。採水した試水は気泡の生じないように注意してふらん瓶に移し、すばやく溶存酸素の固定を行った。溶存酸素の定量はJIS-K-102のウィンクラー変法を用いて行った。pHの測定は、二酸化炭素などが混入しないよう注意しながら、静かに取り扱い、東洋製作所製の水質試験器による比色法を用いた。また、水温と塩分の測定にはHAMONのサリノメーターを用いて行った。さらに、st.2で採水した試料のみは、COD、溶存性のPO<sub>4</sub>-P、NO<sub>2</sub>-N、NH<sub>4</sub>-N、さらにクロロフィル-aを測定した。まず、実験室に持ち帰った試水は直ちにミリポアHA100フィルターで濾過し、フィルター上の濾過残渣物についてクロロフィル-aを測定した。濾過水についてPO<sub>4</sub>-P、NO<sub>2</sub>-N、NH<sub>4</sub>-Nをそれぞれ測定した。またCODは試水そのものについて測定した。クロロフィル-a、PO<sub>4</sub>-P、NO<sub>2</sub>-N、NH<sub>4</sub>-Nの分析方法は気象庁の海洋観測指針<sup>5)</sup>に従って行った。CODの分析はJIS-K-102の酸性過マンガン酸カリウム法に従って行った。

## 3. 結果と考察

### 3-1 水温

各採水点の水温を表-2に示す。調査当日は17日、18日両日とも晴天であったため、どの採水点においても、日中の上層の水温は26~27℃まで上昇している。下層の水温は上層との差が0~2℃の範囲で変動しており、著しい水温差の生ずるところは認められなかった。すなわち、水温で見ると、水界の上下の物質移動を妨げるような躍層は認められなかった。これは主として水

深が浅いためと考えられる。また、各採水点間における水平的な温度差も著しいものは認められなかった。しかし、17日19時のst.1を除けば、常にst.2, st.4の下層の水温が他の採水地点の水温よりも低くなっていることが認められる。これは採水地点の位置から見て、外部から流入してくる海水の影響がより強く出てきているものと考えられる。

### 3-2 pH

各採水地点におけるpHの測定値を表-3に示す。測定値は7.6~8.4の範囲にあるが、上層に比べ下層の値が高い傾向の見られるのは、海水の影響によるものと考えられる。

### 3-3 塩分濃分

塩分の測定結果を表-4に示す。どの採水地点においても、下層の塩分濃度は20%を下回ることはなく、下層を中心に、湾全体が外部からの海水の影響を強く受けていることがわかった。また、上層の塩分濃度も20%を超えることが多く、海水の影響は湾奥のst.1にまで及んでいることがわかった。しかし、上層の塩分濃度は下層のそれに比べて変動が大きい。特にst.1, st.2, st.4においては干潮時に上層の塩分濃度が低下し、下層との濃度差が大きくなる傾向が認められた。これは潮汐の干満により、湾内の海水とあまり混合せずに、湾口に向かって流下するためと考えられる。この場合、塩分の濃度差により、上下層間の物質の移動が妨げられて、塩水くさびの状態が形成されていると思われる。河川から流出した懸濁物質は、河口ですぐに沈降せず、湾口まで運ばれ易くなり、同時に、上下層間での拡散などを通じた酸素の交換も妨げられるものと考えられる。また、st.2, st.4の下層の塩分濃度は他の2地点に比べて常に若干

高い傾向があり、水温の場合と同様、この2地点が外部の海水の影響をより強く受けていることを示している。

### 3-4 溶存酸素濃度

溶存酸素濃度の測定値を表-5に示す。17日の19時以降、各採水地点の溶存酸素濃度が減少しはじめ、翌朝7時頃まで、水中の溶存酸素濃度は著しく低いものとなった。最低値は18日4時のst.2の上層の0.73mg/lであるが7時になってもst.2, st.3, st.4では上層の溶存酸素濃度が3mg/lを下まわっていた。水産用水基準では、溶存酸素濃度が3mg/lを下まわると魚類の息息にとって危険な状態とされているが<sup>6)</sup>、st.1においては日中においても、またst.2, 3, 4においては夜間から早朝にかけてそのような状態が続いていた。

st.1, 2, 3の17日13時から16時にかけてのデータを見ると、溶存酸素濃度の増加が認められた。上層については、後に示すクロロフィル-aのデータから、植物プランクトンの光合成によって発生する酸素によるところが大きいと推測された。また下層については、上層水から移入するこの酸素の他に、湾口から流入する海水中の溶存酸素によるところが大きいとも考えられる。図-2に各採水地点における溶存酸素濃度の変動を示したが、17日夜間から18日早朝にかけて、濃度が減少しながらも、上層と下層の濃度の高さが逆転するのが認められた。

夜間においては光合成による水界への酸素補給が断たれ、水中や底質の有機物の分解が進むに従って、溶存酸素濃度が減少するものと考えられる。しかし、下層の場合、18日0時頃から6時頃にかけて上げ潮になるため、湾口を経て流入する海水により、溶存酸素が補給されて、減少の傾向が緩和されるものと推測される。

表-2 各地点における水温測定値(°C)

調査開始時間	8月17日				8月18日		
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00
調査地点							
st.1 上	26.9	26.5	25.9	25.8	25.6	25.1	25.3
下	26.1	25.7	24.7	25.8	25.0	24.8	25.0
st.2 上	27.2	26.4	25.9	26.2	24.9	25.6	26.9
下	24.8	25.6	25.2	25.3	24.6	24.5	24.6
st.3 上	26.5	26.4	26.5	26.1	24.4	26.0	27.1
下	25.5	25.8	25.7	25.6	24.9	24.8	25.0
st.4 上	—	26.5	26.2	25.6	25.3	25.5	26.1
下	—	25.5	25.2	25.6	24.6	24.5	24.9



表-3 各地点におけるpH

上;上層  
下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日			
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00	
調査地点								
st.1上	7.8	8.0	8.2	7.8	7.6	7.9	-	
下	-	8.2	8.2	8.0	8.0	8.3	-	
st.2上	8.0	8.2	8.4	8.2	7.6	-	-	
下	8.0	8.2	8.4	8.2	8.0	-	-	
st.3上	8.0	8.2	8.4	8.0	7.6	-	-	
下	8.1	8.3	8.2	8.2	8.2	-	-	
st.4上	-	8.3	8.4	8.2	7.6	7.6	-	
下	-	8.2	8.4	8.4	8.2	8.2	-	

表-4 各採水点における塩分濃度測定値(%)

上;上層  
下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日			
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00	
調査地点								
st.1上	12.0	16.4	24.6	20.9	22.1	21.3	14.9	
下	20.1	26.2	27.0	25.5	27.2	27.2	27.6	
st.2上	20.7	23.8	20.5	20.8	22.6	22.3	18.6	
下	27.3	27.2	27.4	27.2	27.7	27.8	27.8	
st.3上	23.8	23.9	23.1	19.6	20.2	22.0	22.5	
下	26.3	26.4	25.7	26.9	27.1	27.4	27.6	
st.4上	-	23.0	22.5	21.6	24.5	23.1	16.7	
下	-	27.0	27.4	26.7	27.9	27.8	27.7	

表-5 各採水点における溶存酸素濃度測定値(mg/l)

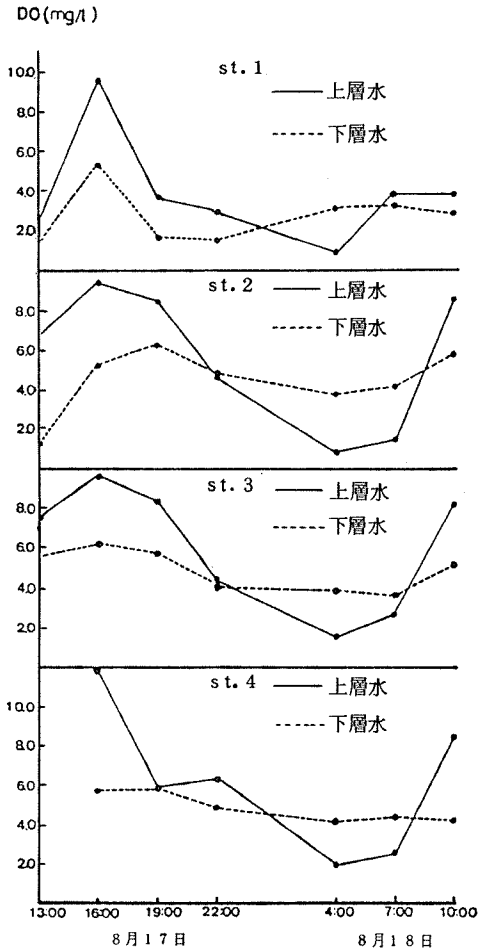
上;上層  
下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日			
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00	
調査地点								
st.1上	2.53	9.39	3.64	2.99	0.86	3.81	3.81	
下	1.50	5.23	1.71	1.54	3.09	3.26	2.85	
st.2上	6.64	9.39	8.53	4.54	0.73	1.41	9.54	
下	1.31	5.23	6.26	4.80	3.69	4.09	5.89	
st.3上	7.54	9.64	8.31	4.33	1.50	2.64	8.06	
下	5.59	6.17	5.66	4.16	3.90	3.56	5.12	
st.4上	-	11.91	5.83	6.26	1.97	2.46	8.38	
下	-	5.66	5.74	4.89	4.16	4.29	4.14	

3-5 クロロフィル-*a*

次に st.2 におけるクロロフィル-*a* の測定値について表-6 に示す。富栄養化した水域では植物プランクト

ンが増殖するため、水中のクロロフィル量は増加する。有賀<sup>7)</sup> は日本の各富栄養湖のクロロフィル量について、その平均を求め、 $17\text{mg}/\text{m}^3 \sim 140\text{mg}/\text{m}^3$  という値を得てい



図一 各測定地点における DO 測定値の変動

る。st.2 で得られた数値をそれと比較してみると、上層の数値は大きいものと言えよう。植物プランクトンの増殖は、光合成により発生する酸素と有機物の増加を水界にもたらす。しかし、関ら<sup>8)</sup>によれば、霞ヶ浦のように富栄養化の進行した水域においては、植物プランクトンが水界の表層近くで増殖するため、光合成によって発生する酸素の大部分は大気中へ放散することが示されている。また、平潟湾の場合、このような富栄養化の状態に加えて、上層と下層の間に明瞭な塩分勾配が認められ、

上層で発生する酸素が下層へ移動する可能性はより小さくなっていると考えられる。従って平潟湾におけるプランクトンの大量増殖は溶存酸素を増加させるよりは、有機物の負荷の方から、溶存酸素の消費に寄与するところが大きいと推測される。

### 3-6 PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N

次に st.2 における溶存性 PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N の 3 種類の栄養塩の測定結果を表 7~9 に示す。坂本は日本の湖沼を調査して、富栄養湖として考えられる湖沼での P および N の含量を示している<sup>9)</sup>。それによれば、N については 1.3~0.5 ppm, P については 0.01~0.09 ppm であったという。これらの値と st.2 の値を比較した場合、PO<sub>4</sub>-P はもとより、N の場合は NH<sub>4</sub>-N だけを見ても、この値を超えてしまっている。このことから、この平潟湾の富栄養化が著しいことが理解できよう。また、上層と下層のそれぞれの栄養塩濃度を比較すると、下層の濃度は、どの時点においても上層のほぼ 6 割以下であること、干潮時の上層の濃度が増加することなどから、これら栄養塩類は主として河川水によりもたらされていると考えられる。

### 3-7 COD

次に、st.2 における COD 測定値を表 10 に示す。平潟湾における環境基準値は B 類型の 3 mg/l であるが、これに適合したものは 13 の測定値のうち、わずか 2 つであった。また、図-3 に示すよう、COD 値の増減とクロロフィル量の増減の間には、一時期の上層水を除いて、かなりの類似の傾向が認められる。このことは、水中の有機物量とプランクトン増殖の間に密接な関係のあることを示唆している。

近年、自然における干潟域や沿岸水域の役割を重視し、環境の保全や改善方法などが検討されている<sup>10)</sup>。しかし、平潟湾の場合、そのような改善方法の検討を行うためには、底質の性状や底棲生物、さらには、水域への汚濁物質の負荷量などの把握がなされる必要がある。今後はそのような課題に対しての調査、研究を実施してゆきたいと考えている。

表一 6 st.2 におけるクロロフィル a 測定値 (mg/m<sup>3</sup>)

調査開始時間	8月17日				8月18日		
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00
上	91.5	101	110	110	62.0	48.3	-
下	37.2	70.3	85.0	63.2	17.8	14.9	93.3

表-7 st.2における $PO_4-P$ 測定値( $mg/l$ )

上;上層 下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日		
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00
上	0.38	0.33	0.21	0.31	0.43	0.52	-
下	0.20	0.15	0.11	0.16	0.13	0.11	0.15

表-8 st.2における $NO_2-N$ 測定値( $\mu g/l$ )

上;上層 下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日		
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00
上	3.5	0.98	1.3	1.8	2.5	6.2	-
下	0.56	0.42	0.42	0.70	0.42	0.98	0.70

表-9 st.2における $NH_4^+-N$ 測定値( $mg/l$ )

上;上層 下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日		
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00
上	2.1	1.3	1.4	2.0	1.9	2.6	-
下	1.1	0.8	0.8	0.7	0.7	0.7	0.6

表-10 st.2におけるCOD測定値( $mg/l$ )

上;上層 下;下層

調査開始時間	8月17日				8月18日		
	13:00	16:00	19:00	22:00	4:00	7:00	10:00
上	7.0	7.4	6.7	7.8	7.8	5.4	-
下	5.5	5.4	7.8	5.5	2.8	2.7	4.6

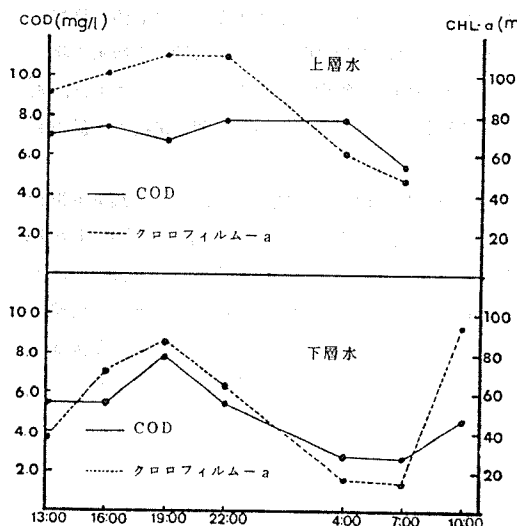


図-3 st.2におけるCOD並びにクロロフィル a 測定値の変動

- (1) 塩分濃度から見れば、4本の流入河川にもかかわらず、幅70~80mの野島運河から流入する海水が、湾の主要部に強い影響を及ぼしている。
- (2) 有機物による汚濁という点から見れば、環境基準に比べてCOD値がかなり高く、汚濁の程度は著しい。
- (3) 有機物汚濁の進行は、植物性プランクトンの増殖と関連が強いと考えられる。
- (4) この原因としては、周囲からの流入河川によって運びこまれるN、Pが考えられる。
- (5) この汚濁の結果、魚類の生息をおびやかすような、溶存酸素濃度の低下が見られた。

#### 4. まとめ

以上において、今回の調査の結果、夏の平潟湾について次のようなことが明らかになった。

## 文 献

- 1) 高津鉄朗, 稲吉 亮, 竹内孝雄, 海野明洋: 金沢の水辺風景試論, 経済と貿易, 136(Mar), 90~115, (1983)
- 2) 横浜市: 平潟湾マハゼ病害調査, (1970)
- 3) 横浜市: 平潟湾水質汚濁調査報告, (1971)
- 4) 横浜市: 平潟湾水質汚濁調査報告, 第2報, (1973)
- 5) 気象庁: 海洋観測指針, 日本海洋学会, (1970)
- 6) 日本水産資源保護協会: 水産用水基準(1965)
- 7) 有賀祐勝: 水界植物群落の物質生産Ⅱ, 生態学講座 8, (1973)
- 8) 関 文威: 1978年度日本海洋学会春季大会講演要旨集(1978)
- 9) 坂本 充: 淡水域の富栄養化, 水圏の富栄養化と水産増養殖, 水産学シリーズ1, 9~28, 東京(1973), 恒星社厚生閣
- 10) 栗原 康: 干潟は生きている, 岩波書店(1980)

## ニトリル化合物の分析法の検討

小市佳延\*

### 要 旨

水質および底質におけるニトリル化合物8種類について分析方法を検討した。蒸留を2回繰り返した後、NPD-GCで分析する方法は、特別な装置も不要で、操作も容易であり、低濃度まで測定が可能であった。この方法による添加回収率は一部を除いて良好で、90%前後であった。また、工場排水や環境試料に適用することも可能であると認められた。

### 1. はじめに

PCB問題等を契機として化学物質による環境汚染が懸念され、環境庁を中心とした全国的な規模で、未規制化学物質の分析方法の開発および環境調査が行われている<sup>1)</sup>。本研究においても京浜工業地帯を抱えている関係上、以前から有機ハロゲン化合物および芳香族アミン類について系統的な分析法の開発や環境調査を行ってきた<sup>2,3)</sup>。

今回とりあげるニトリル化合物も、たとえばアクリロニトリルは毒性・発癌性を有し、合成繊維や樹脂等の原料として多量に用いられているため、工場等からの環境汚染が懸念される。従来の分析方法は家庭用品や大気を対象としてアクリロニトリルの公定法<sup>4,5)</sup>があるものの、水質や底質には公定法はない。また、水質や底質の分析法に関してはいくつか報告<sup>6,7)</sup>があるが、いずれも特別な装置を使用している。そこで今回、アクリロニトリルを含む8物質について、比較的簡易な分析方法を検討したので報告する。

### 2. 試験方法

#### 2-1 試 薬

ニトリル化合物：アセトニトリル（残留農薬試験用）、アクリロニトリル、プロピオニトリル、メタアクリロニトリル、n-ブチロニトリル、i-ブチロニトリル、アゾビスイソブチロニトリル（特級）、ベンズニトリル（特級）

ガスクロ用充填剤：Chromosorb 103, Reoplex 400, PEG 6000, PEG 20M

#### 2-2 装 置

蒸留装置：図1に示す。

ガスクロマトグラフ(GC)：パーキンエルマー社Σ3B (検出器：NPD)、島津製作所 GC-6A (検出器：FID)

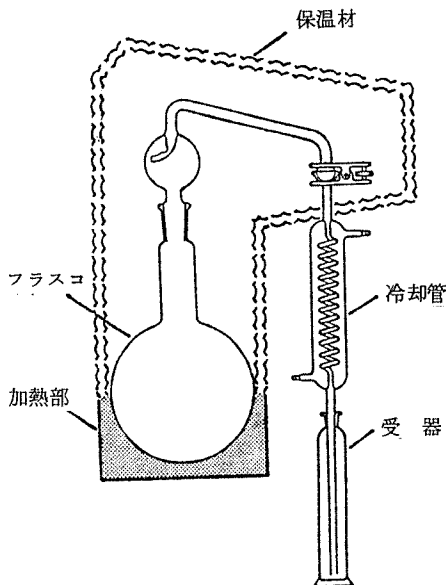


図-1 蒸留装置の概略

Determination of nitriles in water and sediment by NPD - GC

\*Yoshinobu Koichi, 横浜市公害研究所水質部門

### 2-3 分析方法

水質試料 1ℓ，または底質試料 50g と精製水 200ml をフラスコ 1ℓ に採り，図-1 のように蒸留装置を組立てた。蒸留速度約 3ml/min で蒸留を行い，留出液 100ml を採取した。この留出液をフラスコ 100ml に移しかえ，さらに蒸留速度約 0.3ml/min で蒸留を行い，留出液 5ml を採取し，GC 用試験液とした。試験液 2μℓ を NPD-GC に注入し，ピーク高を求めた。この GC 注入操作はニトリル化合物の違いに応じた 2 種類の分離カラムを用いて行った。検量線は混合標準水溶液を用いて作成した。

なお，分析フローシートを図-2 に，GC 条件を表-1 に示す。

### 3. 実験結果と考察

#### 3-1 第 1 段蒸留条件

第 1 段目の蒸留で採取する液量を検討した。

精製水 1ℓ に各化合物 250 μg を添加し，約 3ml/min の蒸留速度で蒸留を行ったところ，図-3 に一例を示すような留出パターンが得られた。最初の 10ml で 50% 近くが留出し，80ml までに留出が終了していると思われるので，第 1 段蒸留での留出液採取量を 100ml とした。

#### 3-2 第 2 段蒸留条件

つぎに，第 1 段で得られた留出液をさらに蒸留して GC 用試験液を採取する条件について検討した。

精製水 100ml に各化合物 50 μg を添加し，約 0.3ml/min の速度で蒸留したところ，図-4 に一例を示すような留出パターンが得られた。これより，4ml までに留出が終っていると思われたので，第 2 段での留出液採取量を 5ml とした。これで 2 段合せての濃縮率は 200 倍とな

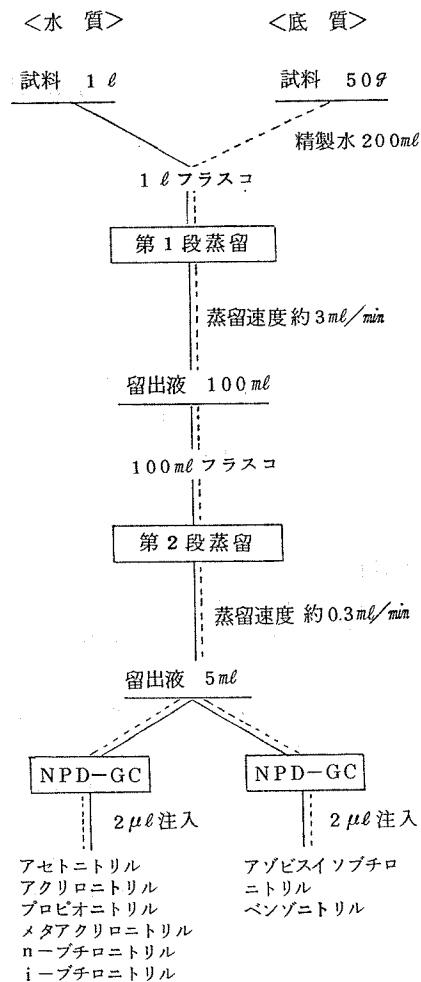


図-2 分析フローシート

表-1 NPD-GC 条件

	アセトニトリル，アクリロニトリル， プロピオニトリル，メタアクリロニトリル， n-ブチロニトリル，i-ブチロニトリル	アゾビスイソブチロニトリル，ベンゾニトリル
充填剤	Chromosorb 103	15% Reoplex 400 chromosorb WAWDMCS 60~80メッシュ
カラム	2mmφ×1.8m ガラスカラム	3mmφ×3m ガラスカラム
カラム温度	120-160°C, 4°C/min	160°C
注入口温度	200°C	200°C
検出器温度	200°C	200°C
キャリアガス	N <sub>2</sub> 30ml/min	N <sub>2</sub> 30ml/min
水素圧	14 psi	14 psi
空気圧	25 psi	25 psi

り、検出限界は充分下げられるので、第2段階で得られた留出液をGC用試験液とすることにした。

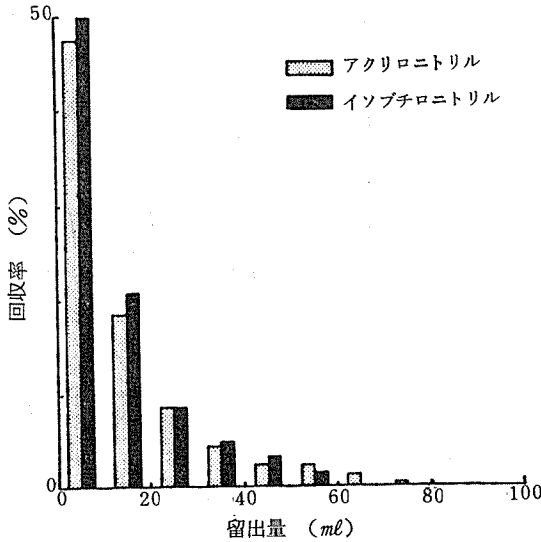


図-3 留出液の分画例(1)

添加量 250 $\mu$ g/水1 $\ell$ , 蒸留速度 約3ml/min

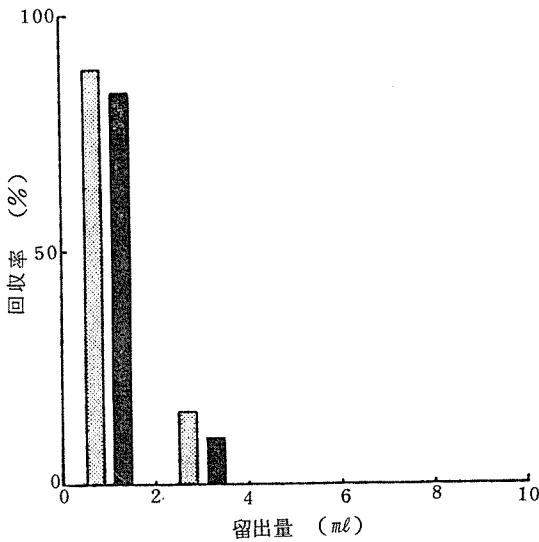


図-4 留出液の分画例(2)

添加量 50 $\mu$ g/水1 $\ell$ , 蒸留速度 約0.3ml/min

### 3-3 GC条件

アクリロニトリル等の低級脂肪族ニトリル分析には、従来ポリエチレン系の分離カラムが用いられてきた<sup>6,8)</sup>。しかし、図-5, 6に示すようにピークの重なりが生じ、個々の分離定量は不完全であった。そこで種々の分離カ

ラムを検討した結果、図-7に示すようにポーラスポリマー型の Chromosorb 103 を使用することで各ピークは完全に分離し、また昇温を行うことで検出時間の短縮が可能となった。この時の検量線の一例を図-8に示す。

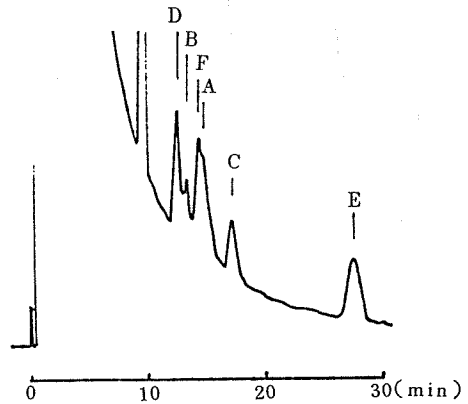


図-5 ガスクロマトグラム(15%PEG6000)

検出器: FID

カラム: 長さ3m, 温度70 $^{\circ}$ C

A: アセトニトリル, B: アクリロニトリル

C: プロピオニトリル, D: メタアクリロニトリル

E: n-ブチロニトリル, F: i-ブチロニトリル

(各々25ng)

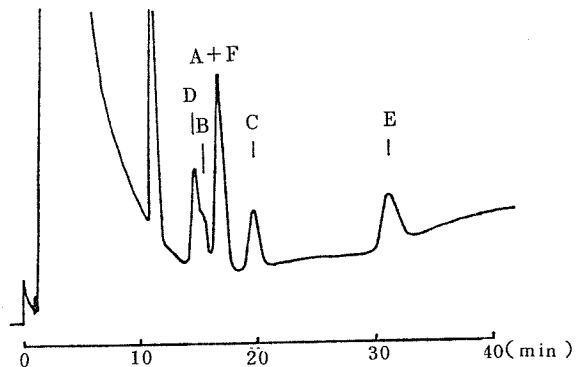


図-6 ガスクロマトグラム(10%PEG20M)

GC条件: 図-5に同じ

A~F: / (各々25ng)

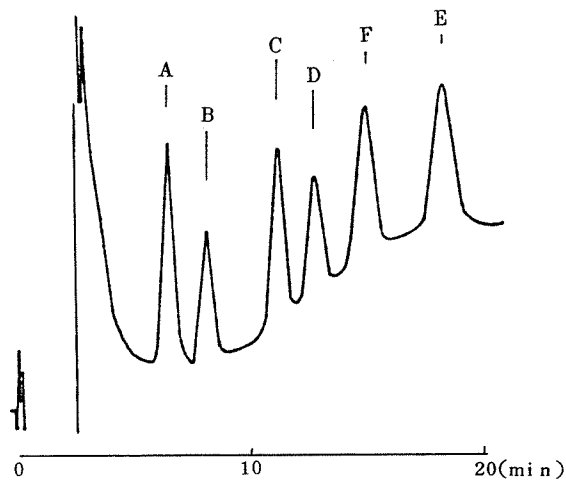


図-7 ガスクロマトグラム(Chromosorb 103)

検出器: FID

カラム: 長さ 2 m, 温度 130-160°C (2°C/min)

A~F: 図-5 に同じ (D~20 ng, その他~25 ng)

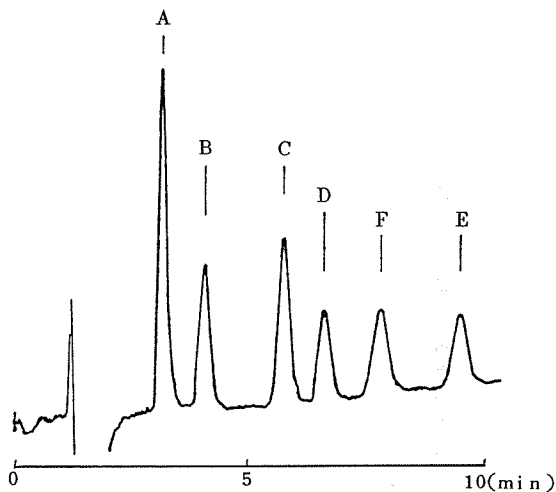


図-9 ガスクロマトグラム(Chromosorb 103)

検出器: NPD

カラム: 長さ 1.8 m, 温度 120-160°C (4°C/min)

A~F: 図-5 に同じ (各々 1.6 ng)

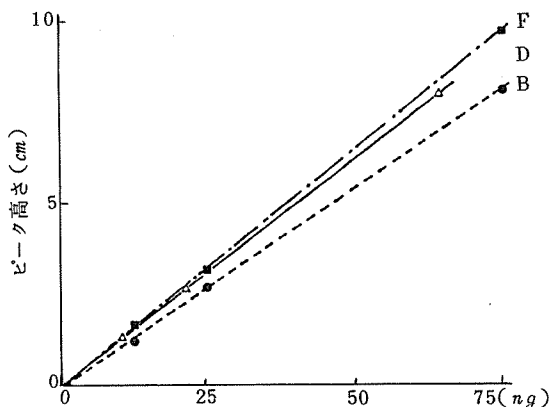


図-8 ニトリルの検量線例 (FID)

B, D, F: 図-5 に同じ

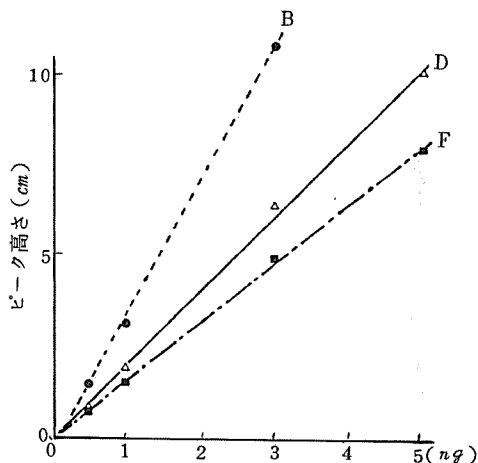


図-10 ニトリルの検量線例 (NPD)

B, D, F: 図-5 に同じ

排水や環境試料をGC分析する際、目的以外の物質によるピークの重なり等の妨害が考えられる。その対策として、前処理の段階で妨害物質を除去すること、GCにスプリット機構をつけること、GCの検出器に特異性をもったものを使うこと、等があげられる。今回は、有機化合物中の窒素原子を高感度で選択する検出器、NPDを有するGCの使用で対処することにした。ガスクロマトグラムを図-9に、検量線の一例を図-10に示す。検量線は直線性がよく、感度も図-8のFIDと比較して数十倍に向上することが認められる。

アゾビスイソプロピロニトリルとベンゾニトリルについても同様に検討した結果、図-11に示すようにReoplex 400 で分離定量することとした。

#### 3-4 添加回収実験

試料に各化合物 50 μg を添加して分析フローにしたがって操作し、本分析法における回収率を求めた。表-2に示すようにアセトニトリルを除いて90%前後であり、比較的良好な回収率であった。アセトニトリルの回収率



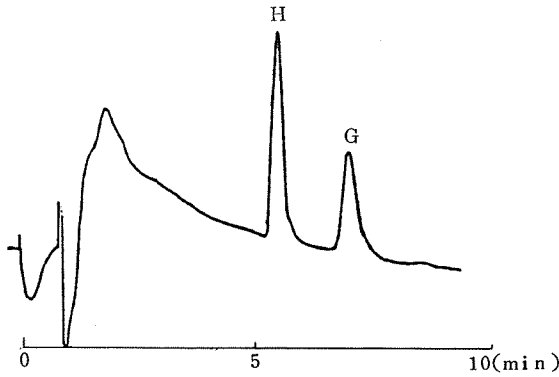


図-11 ガスクロマトグラム(15% Reoplex 400)

検出器: NPD

カラム: 長さ 3 m, 温度 160°C

G: アゾビスイソブチロニトリル (1.6 ng)

H: ベンゾニトリル (1.6 ng)

の低さは沼田らの報告<sup>6)</sup>にも見られ、これはアセトニトリルの親水性が高いために蒸留されにくいものと思われる。

検出限界は、S/N=2とした場合、水質が 0.07~0.3  $\mu\text{g}/\ell$  であり、1ppb以下となった。底質は1.4~6.4  $\mu\text{g}/\text{kg-wet}$  であり、数ppbのレベルとなった。

### 3-5 適用例

横浜市内の化学工場排水、横浜市沿岸域の海水と底質について本法による分析を行った。

図-12 に示すように、工場排水からはアゾビスイソブチロニトリルの位置にピークが認められ、他のニトリルは検出されなかった。アゾビスイソブチロニトリルは重合開始剤や発泡剤に用いられ、毒性は比較的低いとい

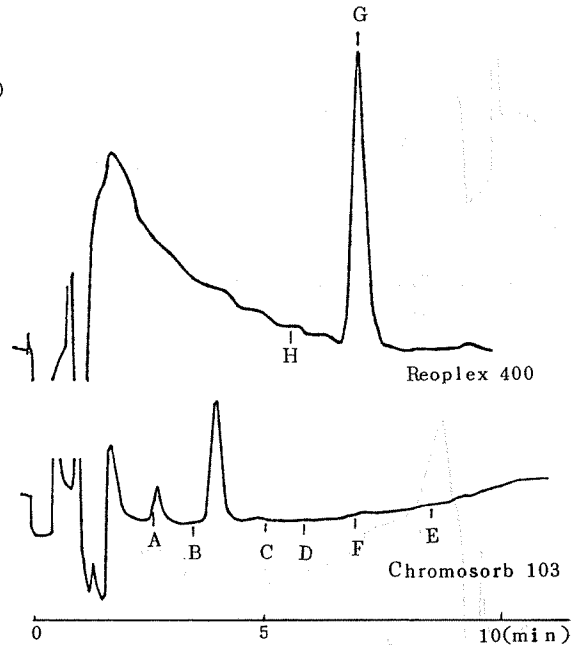


図-12 工場排水のガスクロマトグラフ

A~H: 図-5, 11に同じ

表-2 添加回収率と検出限界

略号	化合物名	回収率(変動率) (%)			検出限界( $\mu\text{g}/\ell$ ), ( $\mu\text{g}/\text{kg-wet}$ )	
		精製水	海水	底質	水質	底質
A	アセトニトリル	75(6)	76(3)	81(4)	0.07	1.4
B	アクリロニトリル	93(3)	95(5)	87(5)	0.16	3.2
C	プロピオニトリル	93(5)	93(1)	95(3)	0.13	2.6
D	メタアクリロニトリル	85(4)	91(3)	74(6)	0.25	5.0
E	n-ブチロニトリル	92(8)	93(10)	93(5)	0.32	6.4
F	i-ブチロニトリル	96(4)	89(4)	91(7)	0.28	5.6
G	アゾビスイソブチロニトリル	89(2)	95(5)	90(2)	0.25	5.0
H	ベンゾニトリル	85(3)	94(4)	88(2)	0.09	1.8

各々 50  $\mu\text{g}$  添加, n=3. S/N=2

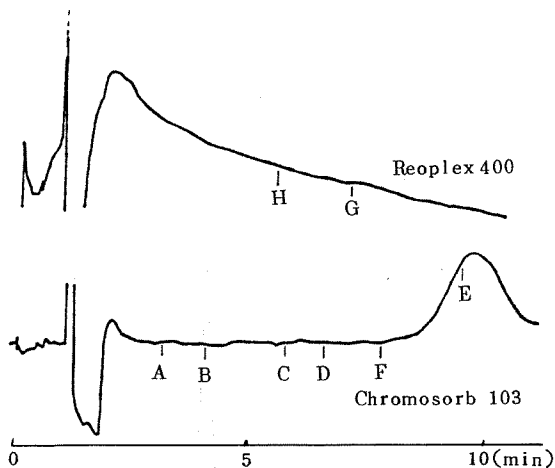


図-13 海水のガスクロマトグラム

A~H: 図-5, 11に同じ

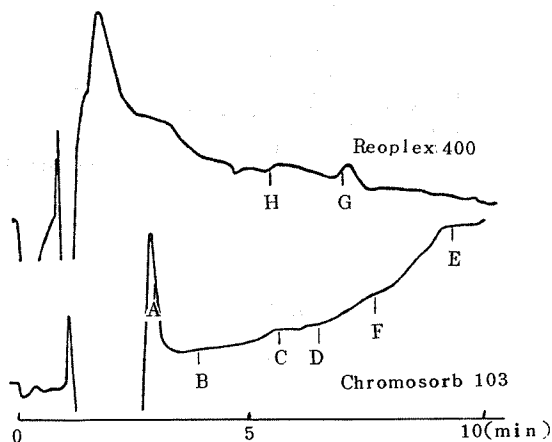


図-14 底質のガスクロマトグラム

A~H: 図-5, 11に同じ

#### 4. まとめ

本分析法の特徴をまとめると、

- 1) 通常の蒸留装置が使えるため、特殊な装置は不要
  - 2) 試料の前処理は蒸留だけなので操作が容易
  - 3) GC検出器にNPDを使用するため、低濃度まで測定が可能
  - 4) 有機溶剤による抽出操作や捕集用寒剤を使用しないため、分析者の労働安全衛生上好ましい、等があげられる。
- これらのことから、本分析法を工場排水や環境試料に適用することも充分可能と思われる。

#### 文 献

- 1) 環境庁: 昭和58年版環境白書, 123-133
- 2) 福島博: 有機塩素系溶剤の分析法について. 横浜市公害研究所報, 2, 191-194(1978)
- 3) 二宮勝幸, 大場栄次, 福島博, 石井哲夫: 芳香族アミン類環境調査. 横浜市公害研究所報, 2, 195-209(1978)
- 4) 日本薬学会編: 衛生試験法注解1980, 614-615(1981). 金原出版
- 5) 三浦豊彦ほか: 新労働衛生ハンドブック(増補第3版・増補編)16-17(1977). 労働科学研究所
- 6) 沼田一, 田中久, 笠井中: 環境中におけるニトリル化合物の分析法に関する研究. 山梨衛公研年報, 23, 65-70(1979)
- 7) T. Ramstad and L.W. Nicholson: Determination of Sub-Parts-per-Billion Levels of Acrylonitrile in Aqueous Solutions. *Anal. Chem.*, 54(7), 1191-1196(1982)
- 8) I. Lysyj: Gas Chromatographic Analysis of Nitriles, *Anal. Chem.*, 32(7), 771(1960)
- 9) 堀口博: 公害と毒・危険物<有機編>, 720-726(1974). 三共出版

## 底質のけい光X線分析法の検討

白 柳 康 夫\*

### 要 旨

底質の主成分元素及び微量成分元素のけい光X線による定量分析法について検討を行った。X線強度は試料の基質の違いにより変化するので、その補正が必要となる。補正法としては、一般に測定元素のピーク強度とバックグラウンド強度との比をとる方法が用いられている。さらに補正の精度を上げる為に、標準の基質を底質に類似させたところ、Ca, Cr, Cu, K, Mn, Ni, P, Pb, Sr, Ti, V, Zn, Zrの定量分析が可能であった。また主成分元素のSi, Al, Feは、ホウ酸で50倍希釈することにより定量分析が可能であった。

### 1. はじめに

底質の重金属分析法としては、一般に環境庁の示した底質調査方法が良く知られている。同調査方法では重金属については、酸分解溶媒抽出後、原子吸光度法で分析するが、これら酸分解溶媒抽出過程で誤差が生じやすい。これに対して、けい光X線分析においては分解抽出操作が不要で、直接分析が可能である為、これらの誤差を軽減できる。また、同時に多種類の元素の分析が可能であり、底質の主成分の組成も知る事ができ、サンプリング地点の地質的要素の比較が可能である。

けい光X線による底質分析としてはいくつかの報告<sup>1)2)3)4)5)</sup>があり、標準の基質として無水ケイ酸、ホウ酸等を用いて良好な結果が得られている。これらの報告では、X線強度のマトリックス効果(基質元素による吸収あるいは励起効果)を測定元素のX線強度とバックグラウンド強度との比をとる事により補正可能であるとしているが、この方法では完全に補正しきれないとの報告<sup>6)</sup>もある。そこで、標準の基質組成を底質のものに類似させる事によりマトリックス効果軽減の検討を行った。

### 2. 実験及び結果

#### 2-1 装置及び試薬

##### 2-1-1 装 置

けい光X線分析装置：理学電機社製K G-X型  
加圧成型器：前川試験機製作所製 M型

#### 2-1-2 試 薬

酸化アルミニウム、炭酸カルシウム、重クロム酸カリウム、硫酸銅、酸化第二鉄、塩化カリウム、二酸化マンガ、酸化ニッケル、リン酸水素ニナトリウム、酸化鉛、チオ硫酸ナトリウム、無水ケイ酸、酢酸ストロンチウム、酸化チタン、メタバナジン酸アンモニウム、酸化亜鉛、酸化ジルコニウム、酸化ガリウム、酸化スカンジウム、ホウ酸、無水タングステン酸の各特級又は一級品を使用した。

池底質標準試料：POND SEDIMENT(国立公害研究所調整品)

岩石標準試料：JG-1, JB-1(地質調査所調製品)

#### 2-2 試料成型法

試料3.0gを分取し、バインダーとしてホウ酸0.3gを加え、メノウ乳鉢でよく混合した後、40mmφアルミリングを用い10t/cm<sup>2</sup>で加圧成型した。

#### 2-3 分析条件

けい光X線分析装置の条件を表-1に示した。

各元素のX線強度の測定角度は表-2に示したとおりである。尚、角度の選定にあたっては定時計数法を用いてチャートを描き、他元素等の妨害のないことを確認した。

#### 2-4 粉碎時間の違いによるX線強度の変化

底質等の粉体試料を分析するにあたっては、その粒度によりX線強度が変化するので、前処理として試料を粉

Determination of multi elements in sediments by X-ray fluorescence

\*Yasuo Shirayanagi, 横浜市公害研究所水質部門

表一 1 X線分析条件

X線電球	タングステン対陰極
管電圧電流	50KV-40mA
分光結晶	LiF, EDDT
検出器	SC, F-PC
X線通路	真空

表一 2 測定角度及び条件

元素名	検出器	分光結晶	$\theta_P$	$\theta_{BH}$	$\theta_{BL}$
Al	F.P.C	EDDT	142.80	141.00	
Ca	〃	〃	44.87	$\theta_{sc}40.27$	
Cr	S.C	LiF	69.39	68.80	70.20
Cu	〃	〃	45.04	44.70	45.60
Fe	〃	〃	57.54	56.50	
K	F.P.C	EDDT	50.32	$\theta_{sc}40.27$	
Mn	S.C	LiF	63.00		64.00
Ni	〃	〃	48.69	48.10	
P	F.P.C	EDDT	88.66	$\theta_{sc}87.02$	
Pb	S.C	LiF	28.25	27.80	28.80
S	F.P.C	EDDT	75.40	$\theta_{sc}87.02$	
Si	〃	〃	108.12		111.00
Sr	S.C	LiF	25.15	24.60	26.00
Ti	〃	〃	86.12	85.00	
V	〃	〃	76.92	75.40	
Zn	〃	〃	41.82		42.45
Zr	〃	〃	22.57	22.00	23.20

$\theta_P$ : 測定元素のピーク測定角,  $\theta_{BH}$ : 低波長側バックグラウンド測定角,  $\theta_{BL}$ : 高波長側バックグラウンド測定角,  $\theta_{sc}$ : Sc のピーク測定角

砕し粒度をそろえることが必要である。そこで安定したX線強度を得る為に必要な粉碎時間の検討を行った。

粉碎机としてはボールミルを用いた。試料として鶴見川中流域の底質(I.L2.8%, 砂質)を用い、20φを分取しそれぞれ、30分、60分、90分、120分粉碎を行った。各元素につきX線強度の測定を行った。Si, K, Zn, Srの結果を図-1に示した。横軸に粉碎時間を、縦軸に120分の値を1.0とした時の値で示してある。軽元素ほど粒度の影響があるが、120分粉碎することにより安定した値が得られた。また、200メッシュ(74μm)

の通過率と粉碎時間との関係を図-2に示した。粒度の目安としては200メッシュ以下であれば良好な結果が得られた。

従って、以下測定に供する試料は全てボールミルにて120分の粉碎を行った。

### 2-5 基質組成の検討

基質組成を底質に類似させる為の検討を行った。指標としてはGaを用いた。基質組成の成分としては底質の主成分であるSi, Al, Feとした。SiとしてはSiO<sub>2</sub>を, AlとしてはAl<sub>2</sub>O<sub>3</sub>を, FeとしてはFe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>を用いた。

地殻における元素の存在度としてはTaylor, Clarke等の数値が良く知られている。その値によれば, SiO<sub>2</sub>: Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>: Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> ≐ 8:2:1 (以下SAF821とする)となり、この割合で調製を行った。SAF821 3φにGa 3mg(ホウ酸で1%濃度に調製したものを0.3φ)を添加し定時計数法でGaのX線強度を測定した。また比較試料として鶴見川中流域(I.L2.8%, 砂質), 河口域(I.L8.5%, ヘドロ)の試料も同時に測定を行った。その結果を図-3に示した。図からわかる様に、3者ともほとんど同一の強度を示した。また、質量吸収係数からFeの割合が大きく影響すると考えられるので、Feの割合を7%, 5.4%(SAF821=6.4%)にしたものの結果を図-4に示した。

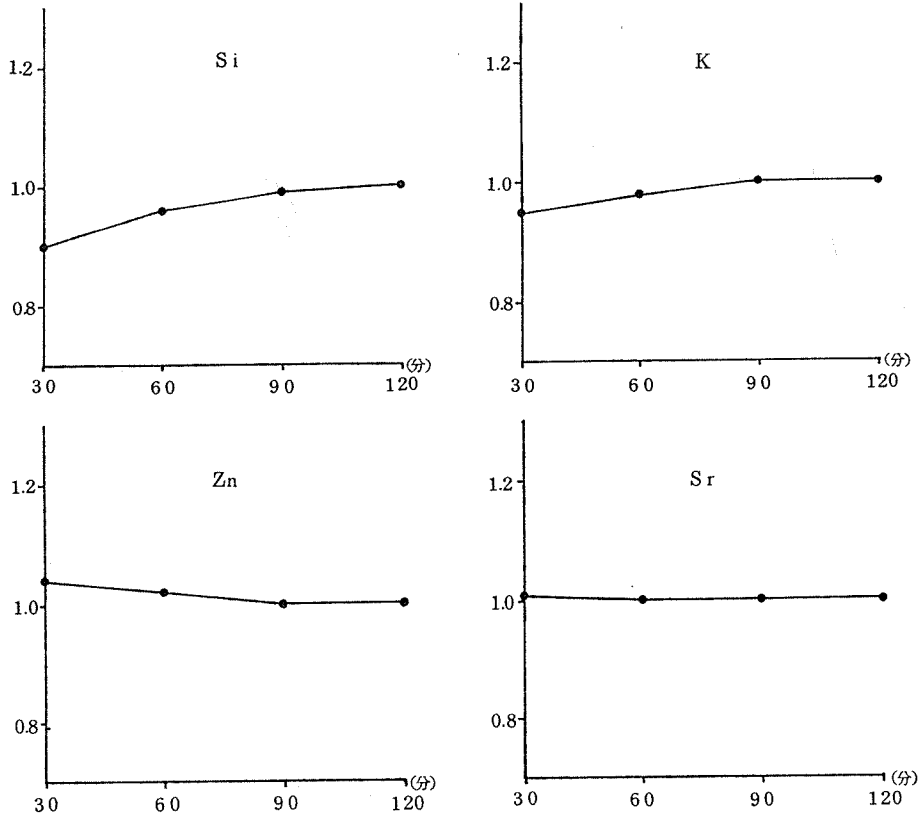
このようにSAF821は実際の底質と類似した基質組成であると考えられるので、これからの基質にはSAF821を用いる事とした。

### 2-6 検量線の検討

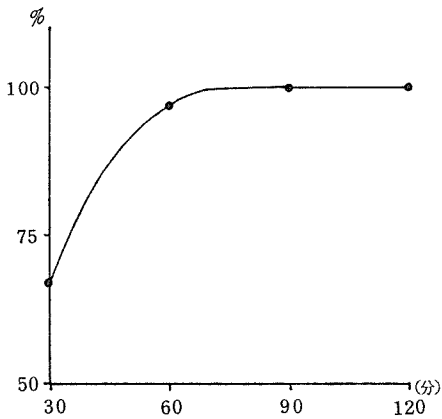
#### 2-6-1 Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr, Ti, Zn の場合

基質としてSAF821 3φを用いて、各元素の標準品をホウ酸で10%, 1%, 0.1%に希釈したものを適量とり、ホウ酸で全体量を0.3φになる様に添加して調製した。検量線の例を図-5に示した。いずれの元素についても良い直線性が得られた。尚、Cu, Mn, Pb, Znの希釈した各標準品を原子吸光度法で標定した結果、いずれもファクター0.99程度の値が得られ希釈調製の結果は良好であった。

この検量線を用いて、各元素濃度がわかっているPOND SEDIMENT(以下P-Sとする)を分析した結果、Cu, Mn, Ni, Pb, Sr, Ti, Znは良好な値が得られた。Crについては-30%の誤差が生じたが、昭和54年度環境測定分析統一精度管理調査の底質試料を分析した結果、中央値と良く一致した値が得られた。P-SのCr値の誤差原因は検討中である。(表-4参照)



図一 1 粉碎時間による X 線強度変化



図一 2 粉碎時間による 200 メッシュ通過率

### 2-6-2 V, Zr の場合

V の測定角  $K\alpha 76.92^\circ$  は Ti の  $K\beta_1 77.24^\circ$  と近接しており、それぞれのピークが重なり波高分析器を用いても分離が困難なので、2-6-1 の手順では定量が不可能である。そこで補正法としては、Ti の測定角  $K\alpha 86.18^\circ$  における X 線強度と Ti の  $76.92^\circ$  における X 線強度が比例することを利用して行った。この関係を図

一 6 に示した。すなわち、Ti の  $86.18^\circ$  における X 線強度から  $76.92^\circ$  における Ti の X 線強度を求め、試料の  $76.92^\circ$  における X 線強度より Ti の X 線強度分を差し引くことにより V の真の X 線強度を求めた。以下の手順は 2-6-1 と同様に行った。

Zr の場合も、 $K\alpha 22.57^\circ$  が Sr の  $K\beta_1 22.42^\circ$  に近接している為と同様の方法が必要であるが、V と同様に処理する事により定量が可能であった。Sr  $K\alpha$  と  $K\beta_1$  における X 線強度の関係を図一 7 に示した。

この方法を用いて P-S を分析した結果、良好な結果が得られた。(表一 4 参照)

### 2-7 Sc 内部標準法 (K, Ca, P, S の場合)

田中ら<sup>3)</sup> は底質中の P, S の分析に Sc を内部標準として用いている。Sc は分光結晶に EDDT を用いた場合、 $K\alpha_1$  は K, Ca に、 $K\alpha_2$  は P, S の測定角に近接しているため、この 4 元素について内部標準法の検討を行った。

基質としては SAF821 を用いた。これに K, Ca, P, S のホウ酸で 10%, 1%, 0.1% に希釈したものを適量とり、ホウ酸で全体重を 0.3g とした。さらに Sc 3 mg

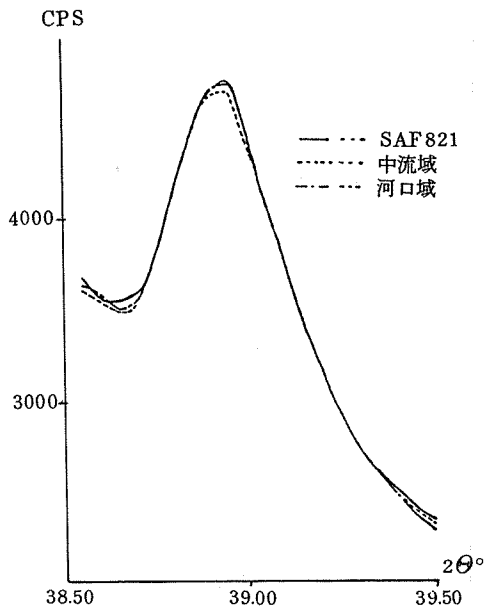


図-3 基質の違いによるGaのX線強度変化

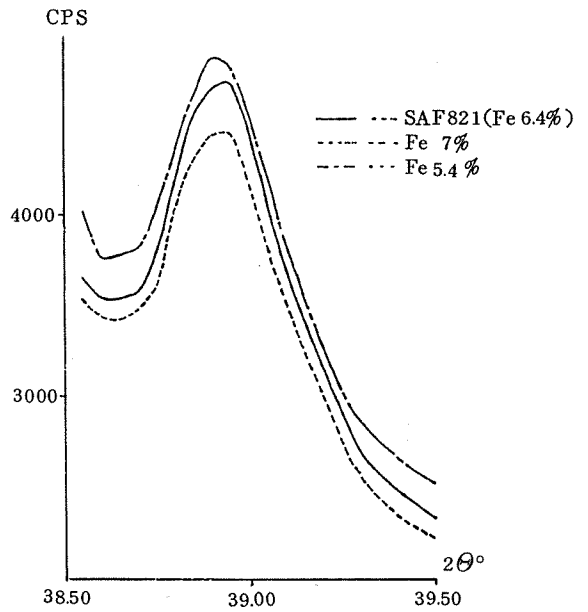


図-4 Fe含有量によるGaのX線強度変化

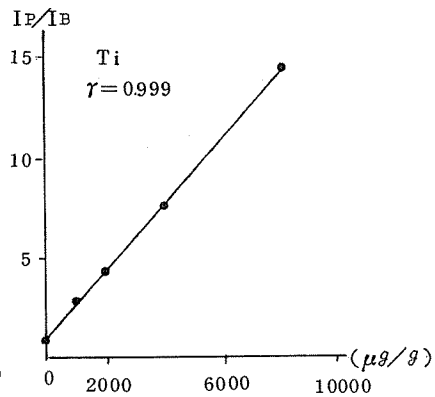
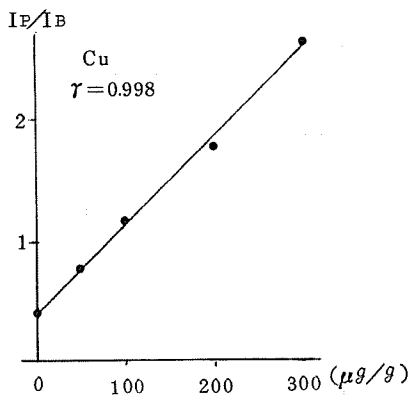


図-5 SAF821を基質とした検量線

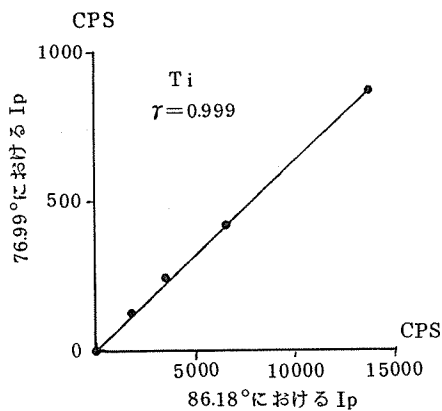


図-6 Tiの86.18°と76.99°におけるX線強度の関係

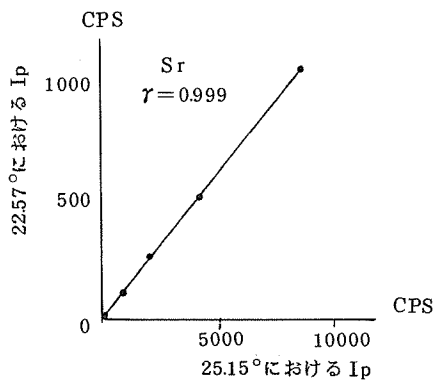


図-7 Srの25.15°と22.57°におけるX線強度の関係

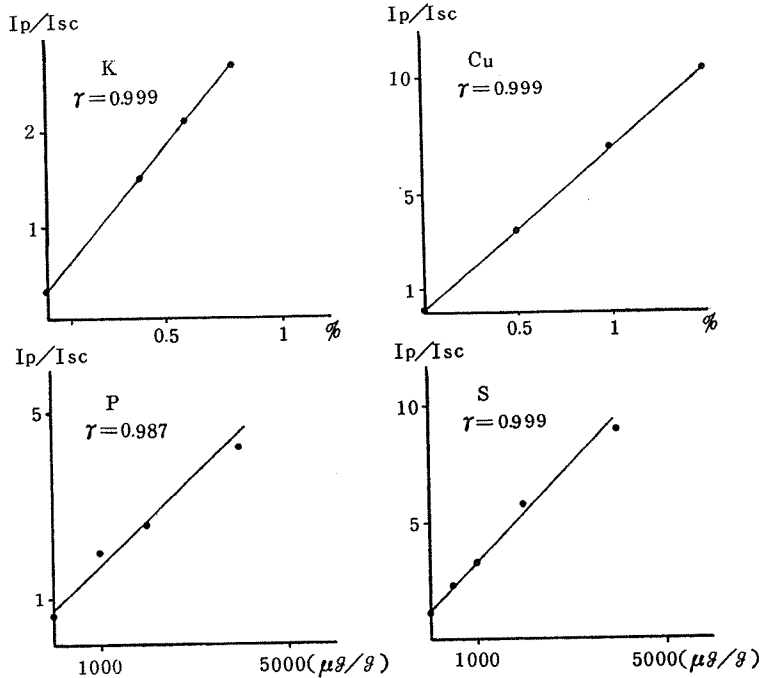


図-8 Sc内部標準法による検量線

(ホウ酸で1%に希釈したものを0.3g)添加した。これらについてScのX線強度との比をとったもので検量線を作成した結果、良い直線性が得られた。その結果を図-8に示した。

この方法を用いてP-Sを分析した結果、良好な結果が得られた。(表-4参照。尚、Sについては標準値が示されていない。)

#### 2-8 主成分元素の分析法(Si, Al, Feの場合)

主成分元素であるSi, Al, Feについては基質として用いているので他の方法を用いなければならない。また高濃度になると検量線の直線性も悪くなる。そこで、希釈法により基質を平均化し、検量線の直線性を良くする為の検討を行った。希釈法としては重元素を用いるものと、軽元素を用いるものとの2種類があるので、重元素希釈剤として無水タングステン酸、軽元素希釈剤としてホウ酸を用いる事とした。

重元素による希釈法はX線の吸収が大きくなるので、あまり希釈しすぎると目的元素のX線強度が弱くなるという点がある。また軽元素による希釈法はX線強度は強く得られるが、高倍率で希釈しないと基質の平均化が得られないという点がある。この点を考慮して、両法の希釈倍率を設定した。

##### 2-8-1 無水タングステン酸による希釈法

無水タングステン酸はそのままでは加圧成型性が悪いので、バインダーとしてホウ酸を5%加えたもの(以下無水タングステン酸希釈剤とする)を7g分取し、10t/cm<sup>2</sup>で加圧成型した。

希釈率については、指標としてScを30mg添加し、底質と無水タングステン酸希釈剤を表-3の様に調整した。ScのX線強度を測定した結果、定量上は7倍の希釈においても問題ないが、検量線の直線性を上げる為に10倍希釈とした。

検量線を作成する為の試料はSiはSiO<sub>2</sub>を直接にAl

表-3 WO<sub>3</sub>による希釈倍率

希釈倍率	7	10	17.5	35	倍
底質	1	0.7	0.4	0.2	0g
WO <sub>3</sub>	6	6.3	6.6	6.8	7g

とFeについてはSiO<sub>2</sub>で希釈したものを適量とり、SiO<sub>2</sub>で全体量を0.7gとし、これに無水タングステン酸希釈剤6.3gを加えて作成した。検量線の例を図-9に示したが、いずれも良い直線性を示した。

この検量線を用いてP-Sを分析した結果はSi:18%, Al:15%, Fe:6.8%であり、Feについては良好な値で

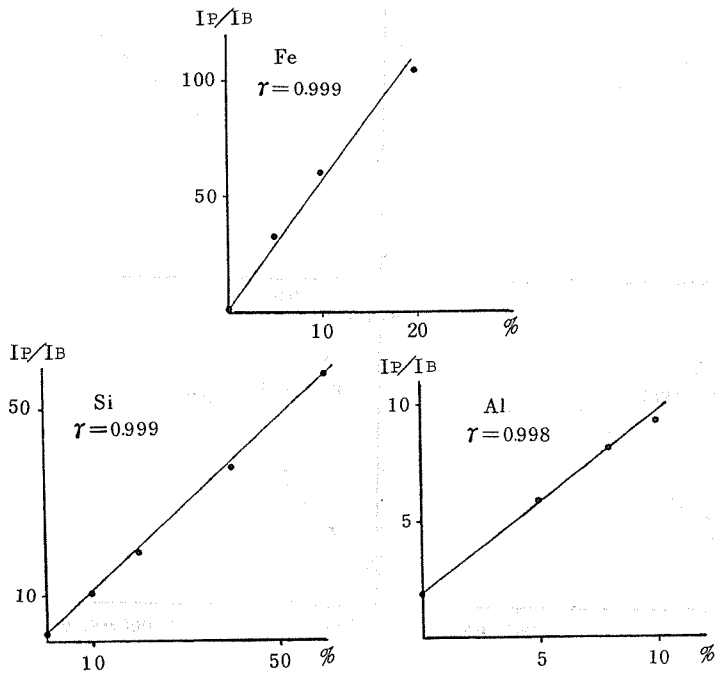


図-9  $WO_3$  希釈法による検量線

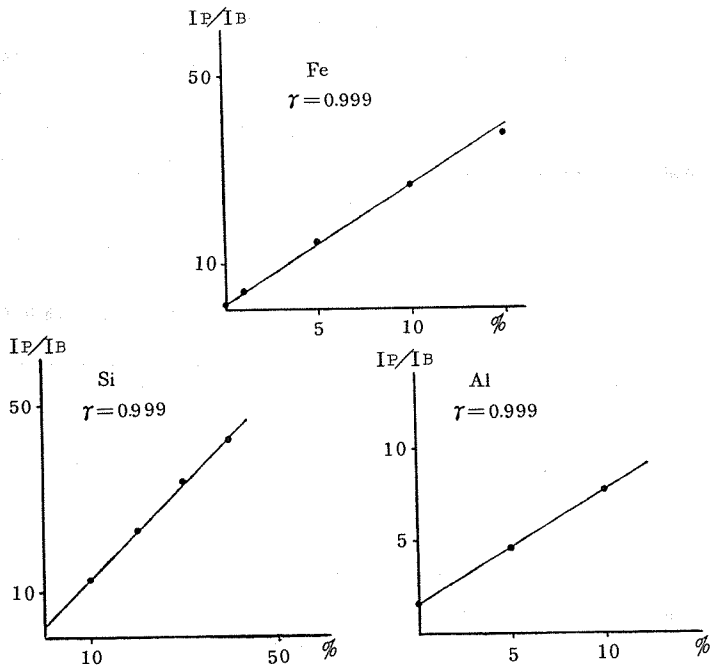


図-10 ホウ酸希釈法による検量線



あったが、Si, Alについては誤差が大きかった。これはSi-Al間のマトリックス効果の影響と考えられる。

### 2-8-2 ホウ酸による希釈法

ホウ酸は3%, 10 t/cm<sup>2</sup>で加圧成型が可能であった。

まずP-Sをホウ酸で100倍希釈したもののSi, Al, FeのX線強度を測定したが、あまり高いX線強度が得られなかった。そこで、希釈倍率を50倍にして測定した結果、X線強度は2倍になり定量可能であったので、希釈倍率は50倍とした。

検量線を作成する為の試料はSiはSiO<sub>2</sub>を直接に、AlとFeについてはSiO<sub>2</sub>で希釈したものを適量とり、SiO<sub>2</sub>で全体量が0.06gになる様に調整した。検量線の例を図-10に示したが、いずれも良い直線性を示した。

この検量線を用いてP-Sを分析した結果、良好な値が得られた。(表-4参照)

### 2-9 標準試料分析結果のまとめ

池底質標準試料 POND SEDIMENT の分析結果を表-4に示した。表-4の標準値において、標準偏差が記されているものは各元素のこの範囲内での保証値である。Zrについては参考値も定められていないが、この値は東北大学等4機関で分析した結果の平均値である。本法による分析結果はいずれの元素についても標準値と良く一致しており、底質試料の分析法としての適用は十分可能であることが確認できた。

表-4 POND SEDIMENT 分析結果

元素名	標準値		分析値	
Cr	75±5	μg/g	50	μg/g
Cu	210±12	〃	226	〃
Mn	770	〃	809	〃
Ni	40±3	〃	44	〃
Pb	105±6	〃	120	〃
Sr	110	〃	111	〃
Ti	6400	〃	6480	〃
V	250	〃	230	〃
Zn	343±17	〃	370	〃
Zr	(120)	〃	110	〃
Ca	0.81±0.06	%	0.76	%
K	0.68±0.06	〃	0.70	〃
P	0.14	〃	0.14	〃
Al	10.6±0.5	〃	12.1	〃
Fe	6.53±0.35	〃	6.80	〃
Si	21	〃	20.3	〃

また岩石標準試料JG-1, JB-1の分析結果を表-5に示した。JG-1は沢入花崗閃緑岩, JB-1は北松浦玄武岩である。尚、表-5の標準値における数値で、SiはSiO<sub>2</sub>, AlはAl<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, KはK<sub>2</sub>O, PはP<sub>2</sub>O<sub>5</sub>から筆者が換算しなおしたものである。

表-5 JB-1, JG-1 分析結果

元素名	JB-1		JG-1	
	標準値	分析値	標準値	分析値
Cr	405 μg/g	340 μg/g	53 μg/g	48 μg/g
Cu	56 〃	57 〃		
Mn	1240 〃	1030 〃	488 〃	450 〃
Ni	135 〃	150 〃		
Pb			25.9 〃	26.8 〃
Sr	435 〃	440 〃	184 〃	175 〃
Ti	8030 〃	6530 〃	1560 〃	1470 〃
Zn	84 〃	85 〃	40 〃	39 〃
Ca	6.64 %	5.3 %	1.56 %	1.5 %
K	1.18 〃	1.2 〃	3.28 〃	3.9 〃
Al	7.69 〃	7.5 〃	7.52 〃	7.7 〃
Fe	6.25 〃	6.3 〃	1.54 〃	1.4 〃
Si	24.4 〃	22 〃	33.8 〃	32 〃

### 3. まとめ

けい光X線による底質中の微量成分元素および主成分元素の分析法について検討した結果、次の事が判った。

- (1) SAF821は実際の底質の組成に類似しており、これを基質として用いる事によりCr, Ca, Mn, Ni, Pb, Sr, V, Zn, Zrの定量分析が可能であった。
- (2) Ca, K, P, SはSAF821を基質とし、Sc内部標準法で定量分析が可能であった。
- (3) Si, Al, Feはホウ酸で50倍希釈する事により定量分析が可能であった。

### 謝辞

本研究を行うにあたり、御指導いただいた豊橋技術科学大学 宇井倬二助教授に深く感謝する。

### 文献

- 1) K.P. Champion, J.G. Taylor, R.N. Whitem : Rapid X-Ray Fluorescence Determination of Traces of Strontium in Samples of Biological and Geological. *Anal. Chem.*, 38, 109-112 (1961)

- 2) 田中英樹他：けい光X線分析法による河海海底質中の金属類の定量, 分析化学, 21, 1456-1462 (1972)
- 3) 田中英樹他：底質中のリン, イオウのけい光X線分析, 分析化学, 23, 333-339(1974)
- 4) 山口満秀：けい光X線分析による土壌中のバナジウム測定法の検討, 佐賀県公害センター所報, 第1号, 15-25(1976)
- 5) H. Hellmann : Bestimmung von Metallen in Flußschlamm mit Hilfe der Röntgenfluoreszenz Bedeutung Für die Praxis, Z. Anal. Chem., 254, 192-195 (1971)
- 6) 底質試料のけい光X線分析に関する研究, 富山県公害センター年報, 第4号, 168-182(1975)
- 7) 河辺一保他：重元素希釈法による簡易定量, X線分析の進歩, No.7, 117-123(1975) 科学技術社

## 鶴見川水系における底質の主成分元素 および重金属濃度

白 柳 康 夫\*

### 要 旨

鶴見川水系20地点の底質についてZn, Cu, Pb, Cr, Ni, Mn, Fe, V, Ti, Si, K, Ca, Sr, Zr, P, Sの濃度分布調査を行い、その解析の結果、次の事が明らかとなった。

- (1) 上流域に比較して感潮域である下流域はZn, Pb, Cu, P, Sの濃度が著しく高かった。
- (2) 生活系排水の寄与率の高いZn, Cu, Pb, Fe, Pについては相互に高い相関が認められた。

### 1. はじめに

鶴見川は町田市内に源を發し、横浜市内を流域とする一級河川であり、生物相も比較的豊富な河川である。しかしその水質は全国でもワースト5にはいる程であり、長年の汚染物質の蓄積により底質も相当に汚染されている<sup>1),2)</sup>。そこで今回は鶴見川水系の20地点における底質の主成分元素および重金属濃度の調査を行い、濃度分布の実態並びに各元素間の相関等の解析を行ったのでその結果を報告する。

### 2. 調査方法

#### 2-1 調査地点

調査地点を図-1に、地点名を表-1に示した。ST.1から14の地点が鶴見川本流であり、ST.16から18は恩田川水系、ST.15は寺家川、ST.19は江川、ST.20は早淵川である。

#### 2-2 採取方法

試料の採取はエックマンバージ採泥器またはバットによる掘りにより行った。

#### 2-3 分析方法

Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Mn, Fe, V, Ti, Si, K, Ca, Sr, Zr, P, S: 本所報で前掲した方法<sup>3)</sup>で行った。  
強熱減量(I.L.): 環境庁編底質調査方法によった。

### 3. 結果および考察

#### 3-1 調査結果の概要

各項目の調査結果を表-2に示した。また鶴見川本流の14地点における各元素の濃度分布状況を図-2に示した。

鶴見川水系においては本流より恩田川の方がZn, Cu, Pb, Pの値が高く、また支流の江川においてはZn, Cu, Pb, Cr, Ni, Pが上流域としては高い値を示した。本流はST.8を境とした下流において重金属類, P, Sが高い値を示した。ST.5において、Mn, Cr, V, Ti, Feが著しく高い値を示したが原因は不明である。ST.8は7,9に比較して重金属類, S, Pが低い値を示したが、この地点では前年に浚渫が行われたためと考えられる。ST.9は下流域の中でも特に重金属類が高い値を示したが、Pは比較的低い値であった。Pは生活系排水による寄与率が高いので、ST.9における重金属類は産業系排水による影響が大きいと考えられる。

#### 3-2 各元素の濃度分布の特性

鶴見川本流14地点について上流から下流に至る間の各元素の濃度分布について検討した結果、次のことがわかった。

○ Zn

ST.1から7までの間はほぼ一定の低い濃度分布で推移しており、ST.8を境として激増している。ST.8の

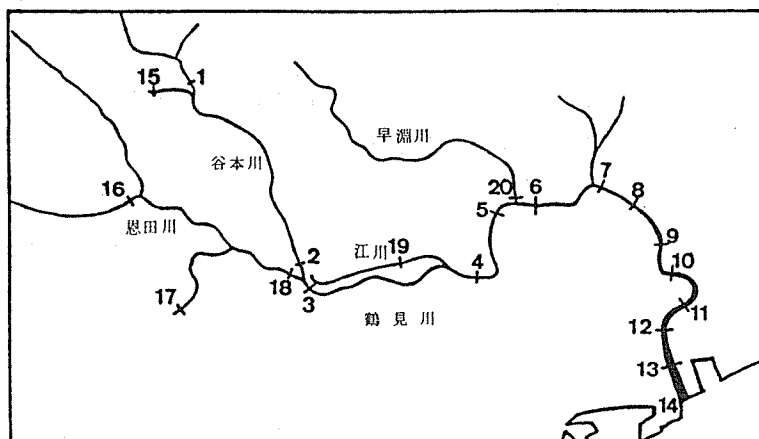


図 - 1 調査地点

表 - 1 調査地点名

ST.No.	地点名	ST.No.	地点名
1	寺家橋	11	潮見橋
2	千代橋	12	鶴見線鉄橋
3	落合橋	13	鶴見大橋
4	亀ノ子橋	14	鶴見川河口
5	新羽橋	15	寺家川
6	大綱橋	16	堀ノ内橋
7	鷹野大橋	17	三保橋
8	末吉橋	18	都橋
9	森永橋	19	新開橋
10	鶴見橋	20	三步野橋

値が低いのは先述したとおり浚渫の影響と考えられる。ST.6より下流は感潮域であり、塩類の影響による水中の浮遊物質の沈降等によりZn濃度が上昇したと考えられる。Znは生活系排水による影響を顕著に受けると考えられ<sup>4)</sup>、今回の調査結果の中でもこのZnの濃度分布は下流にいく程に濃度が上昇するという汚染パターンを示していた。

○ Pb, Cu, Cr

Pb, Cu, CrはともにST.1から8までの間ではほぼ一定であり、ST.9以降では数倍の値に増加していた。CrのST.5の値は著しく高かったが、これについては原因不明である。下流での濃度増加の要因はZnと同様に塩類の影響と考えられる。Pb, Cuも生活系排水によ

る影響が大きい、Znほどは顕著でない<sup>4)</sup>様である。

○ Ni

ST.9を除いては上、下流ともあまり変化がなかったが、下流でのわずかな増加傾向は認められた。Niは生活系排水による汚染ではなく、産業系排水による影響が大きいと考えられる。

○ Fe

上流と比較して下流でわずかな増加傾向が認められた。Feは元来地殻中に多量に存在する為、その差があまり大きくならないと考えられる。他の重金属類の濃度がST.8において下がるのに比べてFeは増加傾向を示した。同様な濃度変化を示したものはVとTiであり、両元素は主に地殻に由来する微細泥粒子に存在すると考えられるので、Feと微細泥粒子との関係を検討してみる必要がある。

○ Mn

上流と下流での差は認められなかった。Mnはバックグラウンド値が数百ppm程度はあり、生活系排水による影響もあまり顕著ではない<sup>4)</sup>のでこの様な結果になったと考えられる。またMnは両性物質であり底質が酸化状態でも還元状態でも溶出する事も一因と考えられる。ST.5の高い値の原因は不明であるが、ST.9において他の重金属類と同様にMnの値も高くなっており蓄積される性質は認められた。

○ V, Ti

上流に比較して下流での増加傾向が認められた。V, Tiはともに元来地殻中に存在しており、環境に新たに負荷される因子は極めて小さく、Zn等の新たに負荷される因子の大きい汚染質の元素とは逆の濃度変化を示す

表一 2 調 査 結 果

ST.	地点名	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Cu ( $\mu\text{g/g}$ )	Ni ( $\mu\text{g/g}$ )	Cr ( $\mu\text{g/g}$ )	Mn ( $\mu\text{g/g}$ )	Ti ( $\mu\text{g/g}$ )	V ( $\mu\text{g/g}$ )	P ( $\mu\text{g/g}$ )	S ( $\mu\text{g/g}$ )	Sr ( $\mu\text{g/g}$ )	Zr ( $\mu\text{g/g}$ )	Fe (%)	Si (%)	K (%)	Ca (%)	I.L (%)
1	寺 家 橋	120	11	57	43	19	630	2400	30	1500	1200	170	97	3.5	28	1.8	1.6	2.6
2	千 代 橋	99	34	46	38	22	420	3000	31	790	740	180	110	3.2	21	2.0	1.6	2.3
3	落 合 橋	110	17	44	39	14	340	2600	36	760	640	200	100	3.3	29	2.3	1.8	2.5
4	亀ノ子橋	150	29	57	50	30	500	3400	67	1400	710	180	100	4.6	26	1.9	1.9	5.2
5	新 羽 橋	120	13	43	56	90	1000	7300	260	690	390	110	110	8.3	26	1.5	1.8	1.4
6	大 綱 橋	130	17	57	47	20	470	2800	60	1100	660	180	71	4.1	26	1.8	1.8	3.2
7	鷹野大橋	170	47	63	50	32	490	3000	49	1200	3100	170	120	4.3	27	2.1	1.6	5.2
8	末 吉 橋	83	22	28	27	22	460	4300	96	360	1100	130	210	4.6	27	2.3	0.75	2.0
9	森 永 橋	730	200	360	110	330	940	6300	250	3200	3200	120	120	7.4	19	1.2	1.2	13
10	鶴 見 橋	270	75	100	45	61	380	3300	54	1400	6400	170	130	5.0	26	2.3	1.4	6.1
11	潮 見 橋	540	160	200	64	97	590	5400	180	5500	17000	140	140	7.7	20	1.5	1.2	17
12	鶴見緑鉄橋	260	82	100	50	57	390	3300	55	2000	8500	170	130	4.5	27	2.4	1.5	8.0
13	鶴見大橋	520	140	200	59	81	480	4700	140	6400	21000	150	140	6.7	20	1.5	1.2	16
14	鶴見川河口	480	150	200	58	100	410	4900	140	4200	19000	150	130	8.6	21	1.6	1.2	12
15	寺 家 川	130	35	78	50	44	960	4900	130	1100	830	130	130	5.9	22	1.5	0.92	11
16	堀ノ内橋	310	50	110	35	40	1200	4600	130	5700	2200	180	75	6.1	22	1.2	2.2	6.0
17	三 保 橋	110	43	83	34	39	960	4600	140	900	390	210	93	4.9	16	1.1	1.8	8.6
18	都 橋	150	27	47	34	13	440	2500	53	1100	2500	200	74	3.6	24	1.8	2.2	3.3
19	新 開 橋	370	52	210	69	87	1300	7900	340	5100	7200	120	80	8.8	15	0.48	1.9	10
20	三 步 野 橋	130	41	55	36	11	410	2600	26	1600	1600	210	91	3.6	26	1.9	1.8	2.7

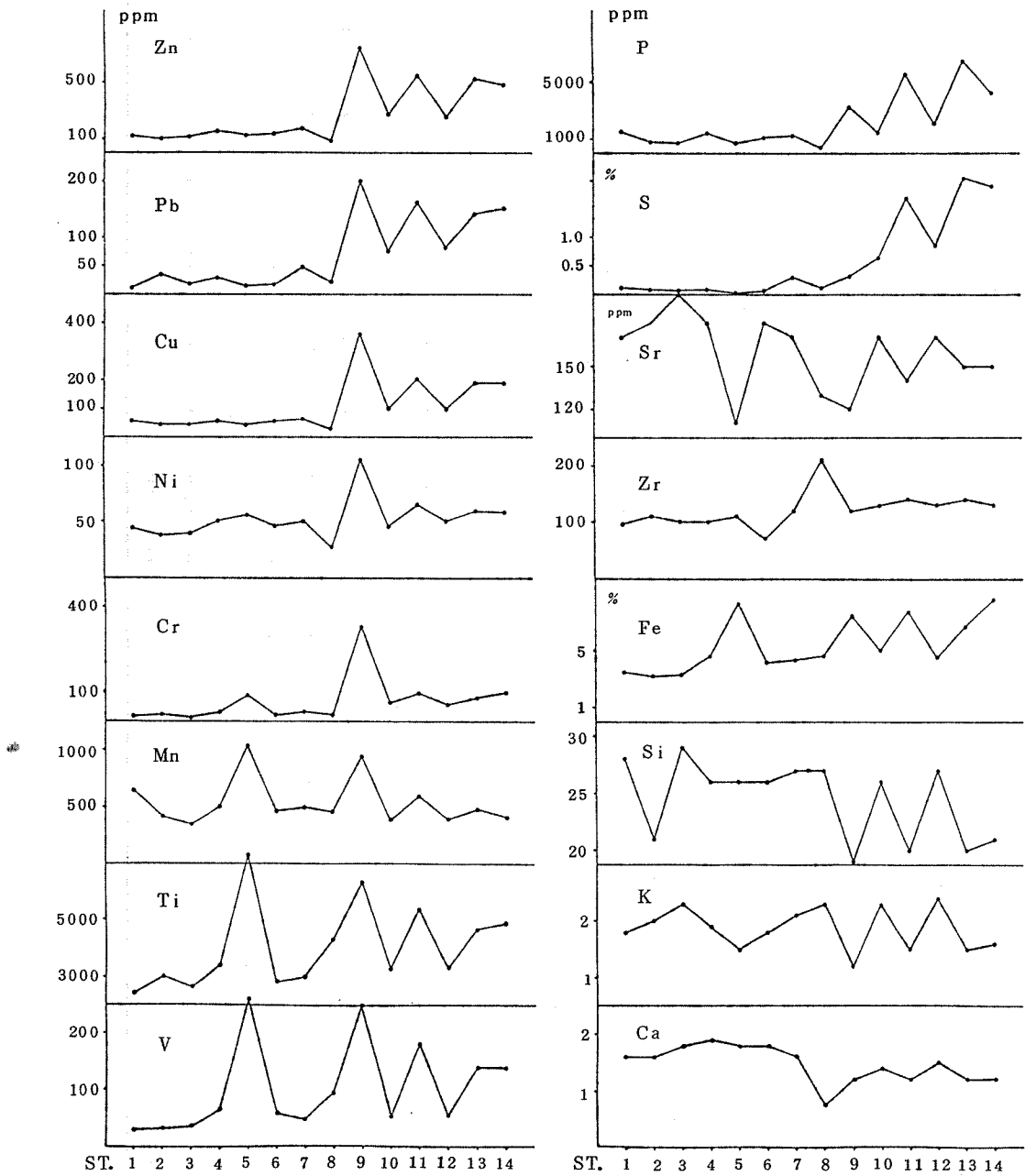


図 - 2 本流域における濃度変化

表一 3 元素間の相関係数

	Zn	Pb	Cu	Ni	Cr	Mn	Ti	V	P	S	Sr	Zr	Fe	Si	K	Ca	I.L
Zn	0.986	0.979	0.885	0.862	0.600	0.893	0.923	0.819	0.674	-0.697	0.136	0.894	-0.806	-0.795	-0.504	0.927	
Pb	0.986	0.953	0.835	0.827	0.511	0.899	0.899	0.813	0.721	-0.698	0.214	0.913	-0.825	-0.726	-0.550	0.931	
Cu	0.979	0.953	0.945	0.943	0.707	0.878	0.928	0.703	0.521	-0.683	0.068	0.830	-0.781	-0.817	-0.460	0.837	
Ni	0.885	0.835	0.945	0.946	0.801	0.747	0.843	0.547	0.301	-0.532	-0.162	0.677	-0.665	-0.817	-0.217	0.713	
Cr	0.862	0.827	0.943	0.946	0.804	0.812	0.873	0.434	0.225	-0.647	0.054	0.663	-0.665	-0.720	-0.412	0.626	
Mn	0.600	0.511	0.707	0.801	0.804	0.598	0.704	0.260	-0.069	-0.610	-0.071	0.384	-0.451	-0.752	-0.272	0.383	
Ti	0.893	0.899	0.878	0.747	0.812	0.598	0.976	0.689	0.565	-0.887	0.458	0.890	-0.794	-0.710	-0.741	0.814	
V	0.923	0.899	0.928	0.843	0.873	0.704	0.976	0.689	0.505	-0.840	0.291	0.868	-0.776	-0.803	-0.630	0.815	
P	0.819	0.813	0.703	0.547	0.434	0.260	0.689	0.689	0.916	-0.542	0.155	0.818	-0.740	-0.697	-0.428	0.951	
S	0.674	0.721	0.521	0.301	0.225	-0.069	0.565	0.505	0.916	-0.451	0.293	0.790	-0.606	-0.422	-0.476	0.854	
Sr	-0.697	-0.698	-0.683	-0.532	-0.647	-0.610	-0.887	-0.840	-0.542	-0.461	-0.646	-0.748	-0.592	0.556	0.901	-0.624	
Zr	0.136	0.214	0.068	-0.162	0.054	-0.071	0.458	0.291	0.155	0.293	-0.646	0.299	-0.135	0.182	-0.863	0.192	
Fe	0.894	0.913	0.830	0.677	0.663	0.384	0.890	0.868	0.818	0.790	-0.748	0.299	-0.748	-0.698	-0.608	0.887	
Si	-0.806	-0.825	-0.781	-0.665	-0.655	-0.451	-0.794	-0.776	-0.740	-0.606	0.592	-0.135	-0.748	0.797	0.454	-0.775	
K	-0.795	-0.726	-0.817	-0.817	-0.720	-0.752	-0.710	-0.803	-0.697	-0.422	0.556	0.182	-0.698	0.797	0.242	-0.706	
Ca	-0.504	-0.550	-0.460	-0.217	-0.412	-0.272	-0.741	-0.630	-0.428	-0.476	0.901	-0.863	-0.608	0.454	0.242	-0.474	
I.L	0.927	0.931	0.837	0.713	0.626	0.383	0.814	0.815	0.951	0.854	-0.624	0.192	0.887	-0.775	-0.706	-0.474	

と考えられたが、実際にはZn等と同様な濃度変化を示した。これはVとTiが粘土質の様な微細泥粒子に存在すると考えられ、重金属類と微細泥率とは正の相関があるという報告<sup>5)</sup>もみられるがさらに検討を要する。

#### ○ Si

Siは地殻中の主成分元素であり、有機物質、Zn等の汚染質的要素の増加により相対的に減少するという逆の濃度変化を示すと考えられる。上流においてはST.2を除いてはほぼ一定の高い値を示し、下流では予想したとおりに逆の濃度変化を示した。

#### ○ K, Ca

K, CaもSiと同様に主成分元素である。ST.9より下流ではSiと同様な濃度変化を示した。上流においてもほぼ同様であったが、一般的にKの方がCaより変動幅が大きかった。

#### ○ Sr

SrもSi, K, Caと同様に地殻中に存在し、ST.5を除けば濃度変化もSi等と同様な傾向を示した。

#### ○ Zr

Zrも地殻中に存在し、Si等と同様な濃度変化を示すと考えられたが、実際にはST.8が高い値を示した他はほとんど一定の値を示した。

#### ○ S

ST.1から8まではほぼ一定した値であり、ST.9からは増加傾向を示した。ST.9から14の間で他の元素の値がばらつくのに対してSはばらつきが少なく、またST.9において重金属類が高い値を示したのに対して、Sはその前後の地点と大差なかった。Sの濃度は底質の酸化還元状態により大きく影響を受け、また水中の硫酸イオン濃度にもよると考えられる。

#### ○ P

ST.1から8まではほぼ一定した値であり、ST.9から増加傾向を示した。ST.9以降では重金属類と同様に地点間でばらつくが、重金属類とほぼ同様な濃度変化を示した。

### 3-3 元素間の相関

16元素およびI.L.の各項目間の相関係数を表-3に示した。なお、相関係数を求めるにあたっては本流上での濃度変化としての特性をみるために、ST.5を異常値と判断して除外した本流上の13地点を用いた。

重金属類のZn, Cu, Pb, Ni, Crの各間の相関が高く、特にZn, Cr, Pb間では高く認められた。これは重金属類の底質中での存在状態が類似しているためと考えられる。また須藤ら<sup>4)</sup>はZn, Cu, Pbは生活系排水に起因すると報告しており、この意味でもこれら各間での相関

が高いものと考えられる。また同様に影響を受けると考えられるFe, PもZn, Cu, Pbとの高い相関が認められた。即ち、これは生活系排水由来の重金属類が底質に蓄積された結果と考えられる。これに対してNi, CrではFe, Pに対する相関が低くなっており、Ni, Crについては生活系排水よりも産業系排水による影響が大きいと考えられる。

Feは重金属類の他にSとも高い相関を示しており、これはFeが硫化物として存在する割合が高い事を示唆していると考えられる。

VとTiは相互に高い相関があると同時に重金属類Si, Sr, Kとも高い相関を示した。VとTiは先述したとおり微細泥粒子と関係があると考えられるが、その詳細についてはさらに検討を要するところである。

Si, K, Ca, SrはZn等の重金属類, V, Ti, Pと負の相関を示した。しかし全般的にあまり高い相関を示さなかったのは、重金属類が粘土質に吸着して存在する形態があり、粘土質はSi等を主成分とするためと考えられる。またCaとSrが相互に高い相関を示したのは、Ca, Srとも周期律表で第Ⅱ族の元素であり、その性質が類似しているためと考えられる。

底質の有機性汚濁の一つの指標である強熱減量は、生活系排水由来と考えられるZn, Cu, Pb, Fe, Pの5元素およびV, Ti, Sと高い相関を示した。鶴見川における汚濁源の多くは生活系排水であり、これに起因する有機性の浮遊物質等が底質に蓄積されており、この結果、同じ生活系排水由来の重金属類等と高い相関を示したと考えられる。

## 4. まとめ

鶴見川水系20地点の底質について調査した結果、次の事がわかった。

- (1) 上流域に比較して感潮域である下流域はZn, Pb, Cu, P, Sの濃度が著しく高かった。
- (2) 生活系排水の寄与率の高いZn, Cu, Pb, Fe, Pについては相互に高い相関が認められた。

底質の汚染の程度を判断するためには、その水系における各元素のバックグラウンド値を把握する必要がある。また今回調査した重金属類が底質中でどのような存在状態(硫化物, 硫化物あるいは有機物中に取り込まれている等)にあるのか等、今後もデータ解析に必要な事項について検討を進めていく予定である。



## 文 献

- 1) 多田史他：全国主要河川の河口付近の底質土の重金属分布，衛生化学，21(4)，173～182(1975)
- 2) 多田史他：全国主要河川の上流部の底質土の重金属分布，衛生化学，24(1)，65～70(1978)
- 3) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討，横浜市

公害研究所報第8号，105～112(1983)

- 4) 須藤隆一他：生活廃水汚泥中の重金属の由来について，国立公害研究所研究報告第14号，203～211(1980)
- 5) 下川洪平他：長良川における底質の陽イオン交換容量と強熱減量，粘土および重金属との関係，水質汚濁研究，3(4)，181～186(1980)

# 油分による鶴見川の底質汚染

二 宮 勝 幸\*

## 要 旨

油分による鶴見川の底質汚染状況を調査した結果、以下のことが明らかになった。(1) 河口から6 km付近までの下流が著しく汚染されていること。(2) 上流では、谷本川水系に比べ恩田川水系の汚染が大きいこと。(3) 又、油分の内容成分をシリカゲルカラムクロマトグラフィーにより、石油類の炭化水素に由来する非極性油分と、油脂あるいはその分解産物である高級脂肪酸などに由来する極性油分に分離し検討した結果、以下の知見が得られた。(ア) 極性油分に注目すると、汚染状態の異なる2つのグループに分類できること。(イ) 非極性油分の寄与率と抽出物質の関係から、上流に比べ下流では石油系による汚染の影響が大きく、更に支流の都市型小河川である江川の汚染が特異的であること。

## 1. はじめに

近年、下水道等の普及により河川水質は徐々に改善されつつあるが、長期間に及ぶ水質汚濁による汚染物質の底質への蓄積、そしてそれに伴う汚染底質の水質への影響は、十分に解明されていない。一方、汚染物質の底質への蓄積を把握するため、主に重金属を対象とした底質汚染調査は数多く行われているが、有機物汚染についてはその目安として強熱減量等の測定が行われている程度で定量性に欠けているのが現状である<sup>1),2)</sup>。前報<sup>2)</sup>では本市沿岸域について調査した結果、底質中の有機物の汚染指標として油分が有用であることを明らかにした。

そこで、今回は鶴見川を対象として底質中の油分の汚染調査を行った。更に油分性状による特性の違いを把握するため、油分を非極性油分と極性油分に分離<sup>3)</sup>し検討したので報告する。

## 2. 調査方法および鶴見川の特徴

### 2-1 調査地点

昭和57年6月から11月にかけ、鶴見川河口域から上流までの計20地点についてエックマンパージ式採泥器、又はスコップを用いて底質を採取した。図-1に調査地点を、表-1に調査地点名を示す。

### 2-2 鶴見川の特徴

鶴見川の特徴は、第1にその河川勾配がかなり緩やかなことであり、それを図-2に示す。

横浜市内の河川の中では帷子川が最も大きな勾配を示し、その他の河川は帷子川と鶴見川の間位置している。第2に鶴見川では感潮域が河口より約10 kmの所、即ち、St.11の大綱橋付近にあり、このことも鶴見川の大きな特徴となっている。

## 3. 分析方法

分析項目は強熱減量(I.L.)・抽出物質・全油分・非極性油分・極性油分である。

強熱減量は前報<sup>2)</sup>に記載した方法に従い、抽出物質・全油分・非極性油分・極性油分については次の方法に従って分析した。

### 3-1 抽出物質

風乾試料、20~100 gを取り、酢酸エチルを用いて10時間ソックスレー抽出した後、前報<sup>2)</sup>の方法に従って分析した。

### 3-2 全油分

抽出物質を四塩化炭素に溶解し、ジオキサソを内部標準とし、B重油として核磁気共鳴装置(NMR)を用いて定量した。

Sediment pollution caused by oil in Tsurumi river

\*Katsuyuki Ninomiya, 横浜市公害研究所水質部門

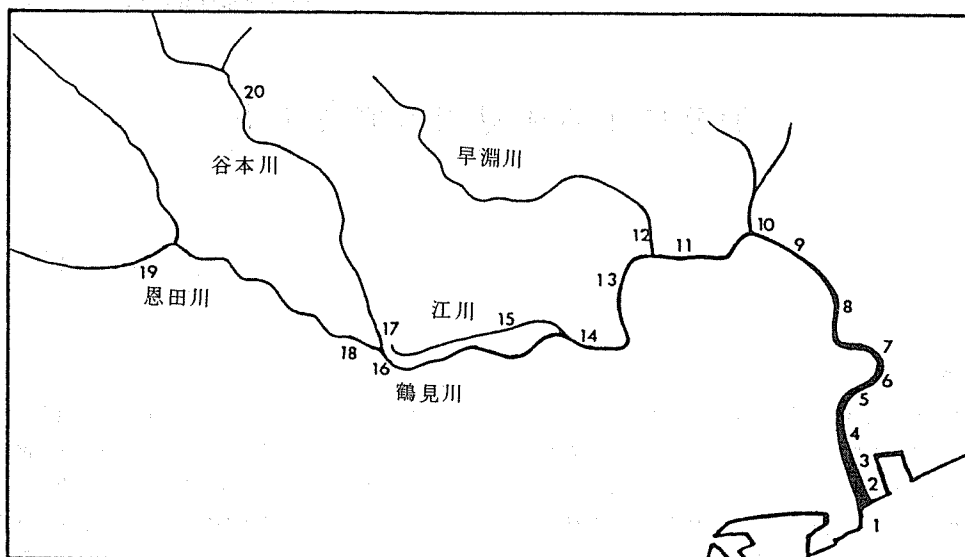


図-1 調査地点

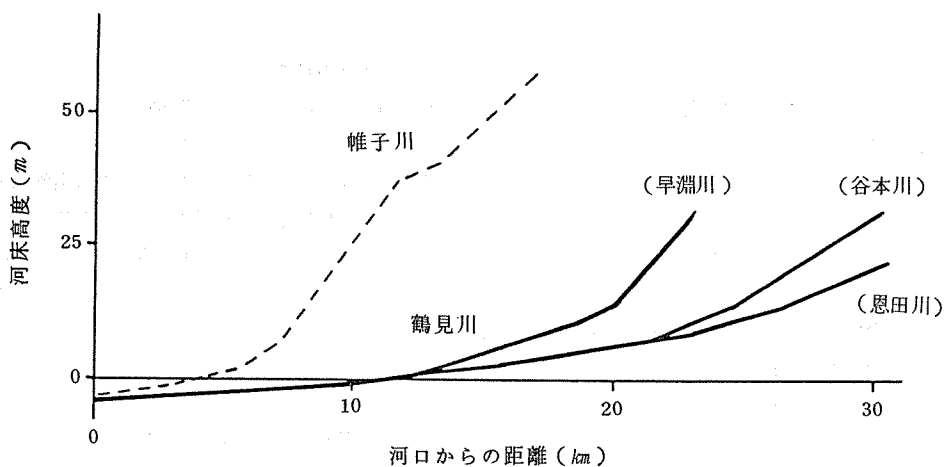


図-2 河川勾配

表-1 調査地点名

ST	地点名	ST	地点名
1	鶴見川海域	11	大綱橋
2	鶴見川河口	12	三歩野橋
3	鶴見大橋	13	新羽橋
4	臨港鶴見川橋	14	亀の子橋
5	汐見橋	15	新開橋
6	汐鶴橋	16	落合橋
7	芦穂橋	17	千代橋
8	森永橋	18	都橋
9	末吉橋	19	堀の内橋
10	鷹野大橋	20	水車橋

### 3-3 非極性油分および極性油分

全油分を石油系の炭化水素などに由来する非極性油分と、油脂あるいはその分解産物である高級脂肪酸などに由来する極性油分の2成分に分画した。

分画方法としては、抽出物質を少量のn-ヘキサンで溶解し、それを130℃、10時間活性化させたシリカゲル、5gでカラムクロマトグラフィーを行う。即ち、まずn-ヘキサン、100mlで溶出させ、その画分を非極性油分とし、次に酢酸エチル、100mlで溶出した画分を極性油分とした。定量方法は、全油分と同様にNMRを用いた。

#### 4. 結果と考察

##### 4-1 測定結果

表-2には測定結果を、図-3~7には強熱減量・抽出物質・全油分・非極性油分・極性油分の各濃度分布を示す。

強熱減量で10%以上の値を示しているのは、ST.1からST.8までの下流と支流である江川のST.15で、有機物による汚染の大きいことがわかった。比較的汚染の少ない上流でも、恩田川水系のST.18, ST.19が谷本川水系のST.17, ST.20に比べ高い強熱減量値をとり、恩田川水系の汚染が大きいことを示していた。このことは、同河川における水質調査結果<sup>4)</sup>とも一致していた。

抽出物質は強熱減量とほぼ同様な分布を示すが、強熱減量に比べ汚染状況をより明確に現わしていた。ST.5とST.6の抽出物質濃度が15mg/g以上の値をとり、汚染の大きい下流の中でもかなり高い値を示している。

各油分とも抽出物質とほぼ同様な分布を示しているが、全油分と非極性油分については、ST.8では他地点と比べて抽出物質の濃度分布よりかなり高くなっており、著

しく油分によって汚染されていると思われる。又、極性油分については、上流に比べ下流での濃度が相対的に低くなっていた。

##### 4-2 油分による汚染の特徴について

油分による汚染の特徴を検討するため、極性油分に対する非極性油分の濃度比を求めた。その濃度比の分布を図-8に示す。この図から、河口より10km付近を境として上流ではほとんど1以下の値であるが、それよりも下流では1以上の値をとり、その中でもST.7, ST.8は各々3.3, 3.8と極めて大きな値を示しており、石油類によってかなり汚染されていることが明らかとなった。

このように極性油分に対する非極性油分の濃度比は、油分による汚染の中で石油類の占める比率を増幅して表示できるが、一般的には極性油分と非極性油分の和に対する非極性油分の百分率、即ち、非極性油分の寄与率で現わした方が理解し易いと思われる。図-9に非極性油分の寄与率の分布を示す。

表-2 測定結果(鶴見川)

ST.	強熱減量(%)	抽出物質	単位( $\mu\text{g}/\text{dry-g}$ )		
			全油分	非極性油分	極性油分
1	16.5	7900	3880	1790	1150
2	11.8	8910	4160	2130	1180
3	10.8	10500	4610	2340	1490
4	11.9	9240	4790	2130	1600
5	16.5	17000	6570	2990	2650
6	13.7	15200	6470	3930	2930
7	9.1	6760	3190	2120	647
8	13.2	4330	3710	2750	481
9	2.0	687	117	54	32
10	5.2	1090	650	237	292
11	3.2	318	117	60	63
12	3.3	695	311	96	153
13	1.4	148	50	16	26
14	1.1	176	109	44	41
15	10.3	4720	1270	567	567
16	2.5	614	357	94	166
17	2.8	819	526	124	190
18	4.0	1950	1090	324	492
19	6.0	3030	1860	501	874
20	2.6	712	453	147	221

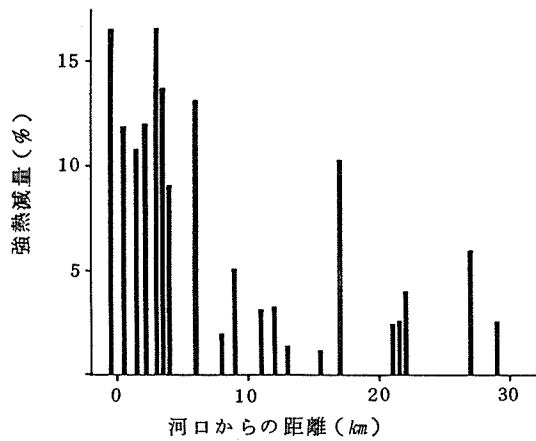


図-3 強熱減量の分布

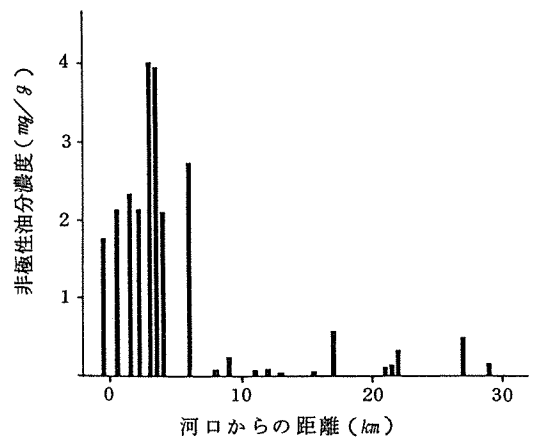


図-6 非極性油分濃度の分布

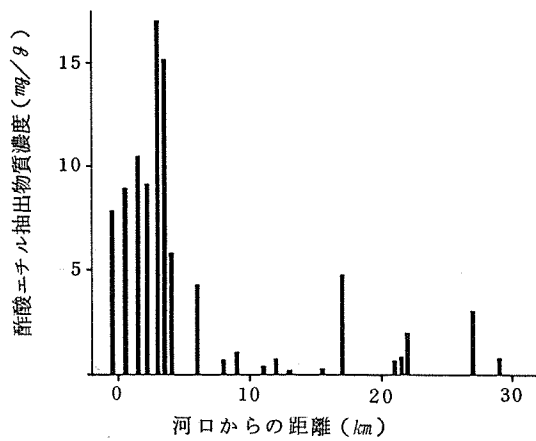


図-4 抽出物質濃度の分布

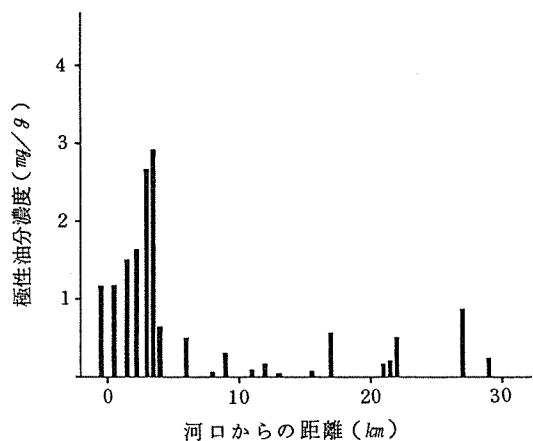


図-7 極性油分濃度の分布

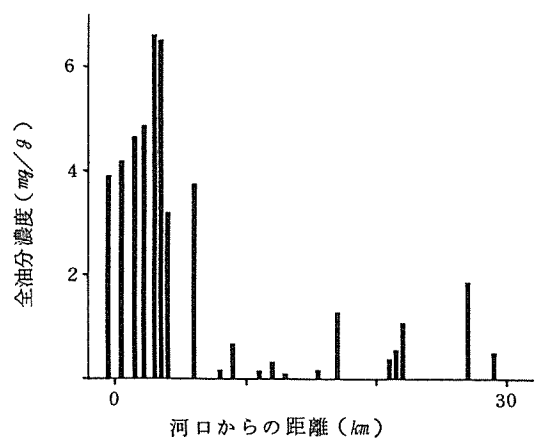


図-5 全油分濃度の分布

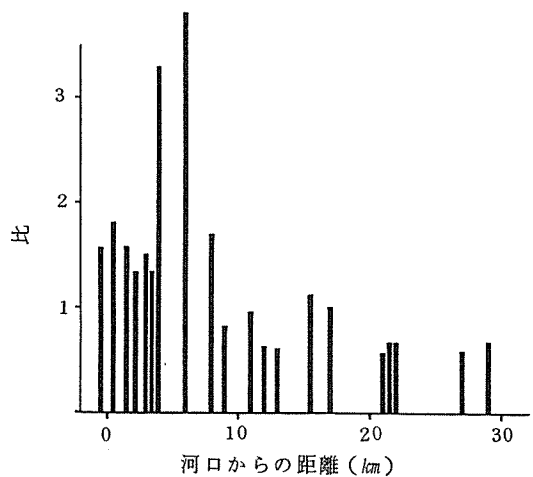


図-8 極性油分濃度に対する非極性油分濃度の比の分布

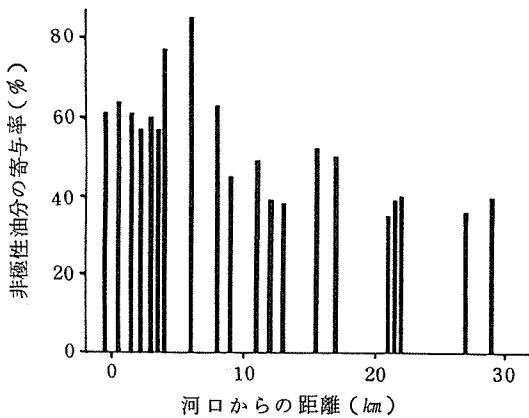


図-9 非極性油分寄与率の分布

#### 4-3 各分析項目間の関係について

次に測定結果から各分析項目間の関係を調べるため、相関係数を求めた。表-3にそれを示す。

全調査地点・20地点の相関係数を対角線より上欄に示し、又、下欄には、上辺にST.9からST.20までの上流について、下辺にST.1からST.8までの下流について各々の相関係数を示す。例えば、強熱減量と抽出物質の全調査地点での相関係数は0.878で、上流では0.943、

下流では0.431となる。

この表から、強熱減量と他項目の相関係数は比較的小さく、特に上流に比べ下流での相関が悪くなっていること、抽出物質と強熱減量以外の他項目との相関係数は、いずれも0.9以上の値をとりかなり高い相関を示していた。一方、全油分と極性油分の相関係数は全調査地点では0.936であるのに対して、上流・下流に分けると各々、0.997、0.976となり、全調査地点より共に高い値を示していた。

以上述べたことを含めて、各項目間の関係をグラフ化して検討を加えたい。図-10~14に強熱減量と抽出物質、全油分と抽出物質、非極性油分と抽出物質、極性油分と抽出物質、および極性油分と全油分の関係を示す。なお、汚染内容の特異的な3地点は各々ST.7=□、ST.8=○、ST.15=△で表わした。

##### 4-3-1 強熱減量と抽出物質の関係

図-10から明らかなように、抽出物質濃度が3mg/lあるいは強熱減量が7%以下の上流に比べ、汚染の大きい下流では相関が悪く、バラツキの大きいものとなっていた。強熱減量と全油分・非極性油分・極性油分の関係も同様な傾向を示していた。

##### 4-3-2 全油分と抽出物質の関係

図-11から、他地点と比べ汚染内容のかなり異なる

表-3 相 関 係 数

	強 熱 減 量	抽 出 物 質	全 油 分	非 極 性 油 分	極 性 油 分
強 熱 減 量		0.878	0.916	0.891	0.804
抽 出 物 質	$\frac{0.943}{0.431}$		0.971	0.945	0.968
全 油 分	$\frac{0.758}{0.498}$	$\frac{0.855}{0.949}$		0.976	0.936
非 極 性 油 分	$\frac{0.913}{0.419}$	$\frac{0.966}{0.784}$	$\frac{0.946}{0.865}$		0.896
極 性 油 分	$\frac{0.749}{0.452}$	$\frac{0.842}{0.966}$	$\frac{0.997}{0.976}$	$\frac{0.940}{0.791}$	

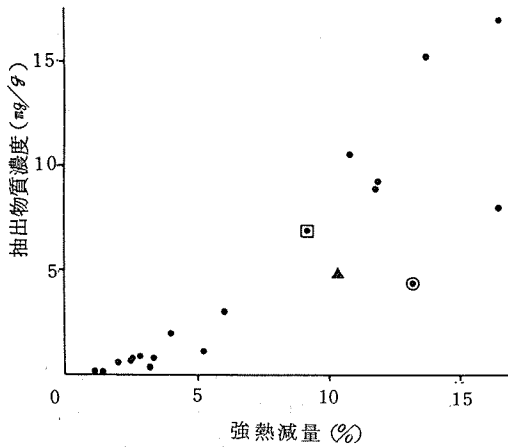


図-1 10 強熱減量と抽出物質濃度の関係

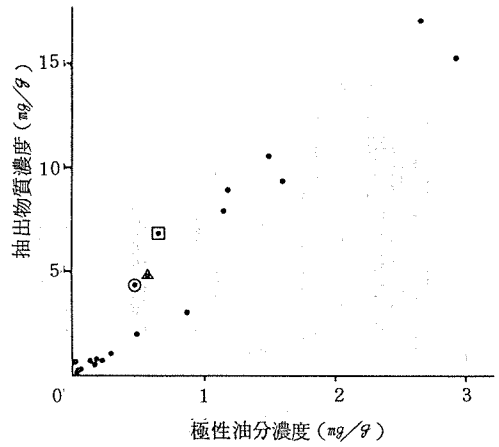


図-1 13 極性油分濃度と抽出物質濃度の関係

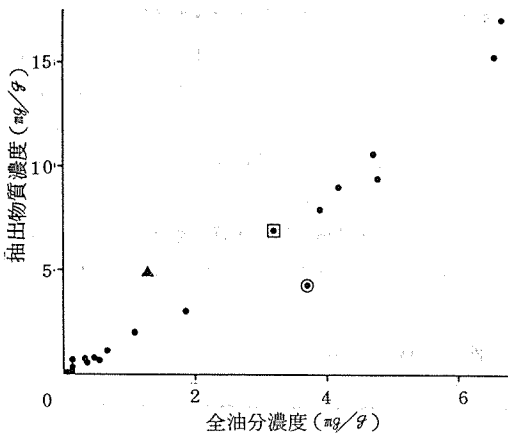


図-1 11 全油分濃度と抽出物質濃度の関係

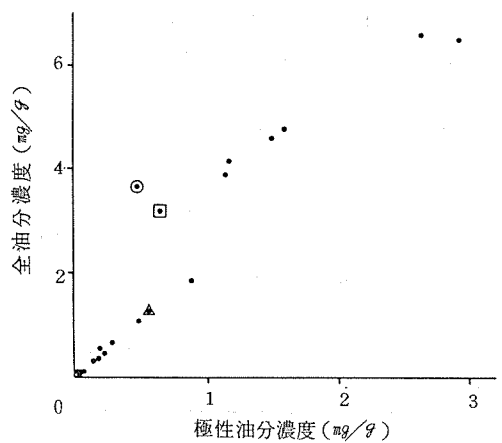


図-1 14 極性油分濃度と全油分濃度の関係

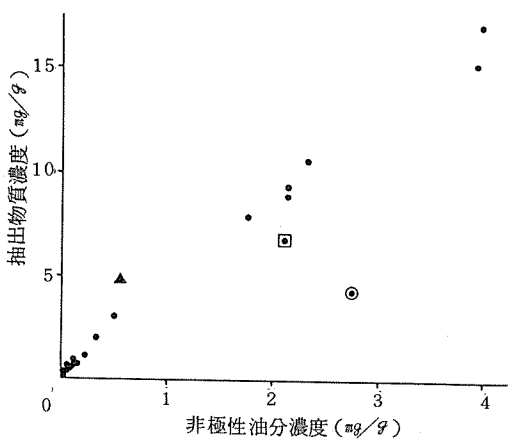


図-1 12 非極性油分濃度と抽出物質濃度の関係

2地点(ST.8, ST.15)を除くとほぼ同一の直線上に分布していることが伺えた。実際、全調査地点の相関係数は0.971であるのに、その2地点を除くと相関係数は0.990となり、全油分と抽出物質は正比例の関係にあることが明らかとなった。回帰直線の傾きから抽出物質は全油分の約2.4倍となった。また、上記2地点の直線分布からの片寄りを見ると、ST.8では全油分濃度が大きい割に抽出物質濃度が小さいが、ST.15では抽出物質濃度が大きい割に全油分濃度が小さくなっており、ちょうど逆の関係になっていた。この理由として、ST.8においては非極性油分の寄与率が他地点と比べてかなり高いことから、石油類による局地的な汚染があったものと考えられる。一方、抽出物質中には肉眼でも明らかにイオウの結晶を確認できることから、ST.15は他地点に比べ多くのイオウが含まれていると推察されるが、今後イオウ

の形態を含めた検討が必要であろう。

#### 4-3-3 非極性油分と抽出物質の関係

図-12から非極性油分と抽出物質の関係は、図-11の全油分と抽出物質の関係とほぼ同様な傾向を示しているが、図-11では見られなかったST.7の直線分布からの片寄りもはっきり現われていた。ST.7における非極性油分の寄与率はST.8に次いで高いことから、ST.7もST.8と同様に石油類によって局地的に汚染されているものと考えられる。

#### 4-3-4 極性油分と抽出物質および全油分の関係

全油分および非極性油分の場合と異なり、極性油分と抽出物質の関係は図-13から明らかなように上流と下流に分けられるほぼ平行な2本の回帰直線からなる分布を示しており、上流と下流における油分による汚染状態の違いが認められた。更に、上流に位置するST.15は、下流の分布に属していた。

一方、図-14の極性油分と全油分の関係は、極性油分と抽出物質の関係と同様に上流と下流からなる2個の分布を示しているが、ST.15は極性油分と抽出物質の場合と異なり上流の分布に属していた。この結果は4-3-2でも述べたように、他地点と比べてST.15は全油分よりイオウを多く含んでいることを示唆している。

4-3で言及したが、極性油分と全油分の全調査地点での相関係数は0.936であるのに対し、上流では0.997、下流では0.976となり共に高い相関を示している。このことは図-14から明らかなように、回帰直線が異なる高い相関関係を持つ平行な2個の分布を1個の分布としてまとめた結果、合成された相関係数、即ち全調査地点での相関係数が小さくなったものと考えられる。

横軸に極性油分を、縦軸に抽出物質あるいは全油分をとると、なぜこのような分布を示すのか、今後検討を要するであろう。

#### 4-4 油分による底質汚染の特性図

##### (非極性油分の寄与率と抽出物質の関係)

得られた検討結果から、各調査地点の油分による汚染の程度とその特徴を1つのグラフで表現することを試みた。まず、油分中の非極性油分の占める割合に石油類による汚染の特徴が見られることから、横軸に非極性油分の寄与率を、そして、抽出物質と全油分は正比例の関係にあること、および抽出物質濃度が特異的に高い地点があることから、縦軸に抽出物質濃度を取りグラフ化したのが図-15である。

図-15から明らかなように、抽出物質濃度で7mg/g以上の値を示すST.1~6の非極性油分の寄与率は、約60%で変動巾も小さいが、ST.7のそれは77%と大

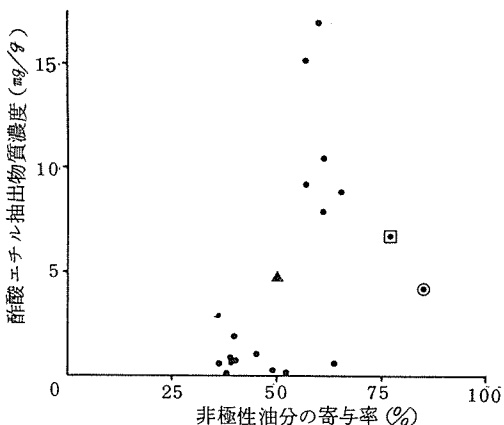


図-15 非極性油分の寄与率と抽出物質濃度の関係

きい方へ片寄り、ST.8は更に大きい85%を示し、共に非極性油分による汚染の影響が大きい。このことから、石油類による局地的な汚染がある場合を除いて、下流における非極性油分の寄与率は60%前後になると考えられる。

上流の中でも特異的な地点であるST.15は、抽出物質濃度ではST.8より0.4mg/g程大きい値を示しているが、その非極性油分の寄与率は50%で、上流と下流の分布の中間に位置していた。

一方、ST.15を除いた上流では、抽出物質濃度が3mg/g以下、非極性油分の寄与率が50%以下を示す地点がほとんどであるが、最も下流に近いST.9では、抽出物質濃度が約0.7mg/gと低いにもかかわらず、その非極性油分の寄与率は63%と下流に属する値を示していた。逆に、上流の中で抽出物質濃度が3mg/gと最も高い値を示しているST.19では、非極性油分の寄与率が36%とかなり低くなっていた。これらのことから、ST.9を含めた下流は石油類による汚染を受け易く、上流での汚染は極性油分による影響が大きいと考えられる。

#### 5. まとめ

鶴見川の底質汚染を調べたところ、次の結果が得られた。

- (1) 下流が顕著に汚染されており、石油による汚染の影響が大きい。
- (2) 上流では谷本川水系に比べ恩田川水系の汚染が大きく、下流とは逆に非極性油分による影響が小さい。
- (3) 支流の江川は、鶴見川本流の上流・下流とも異なる汚染内容を示していた。
- (4) 抽出物質あるいは全油分と極性油分の関係に着目す



ると、汚染状態の異なる2つのグループに分類できる。

(5) 非極性油分の寄与率から、上流に比べ下流では石油類による汚染の影響が大であった。

この報文の一部は第7回公害研究合同発表会(神奈川県公害研究機関協議会)で発表した。

## 文 献

- 1) 底質浄化協会：強熱減量の試験方法，HEDORO，11，15-20(1978)
- 2) 二宮勝幸：底質汚染指標，横浜市公害研究所報，第7号，81-88(1982)
- 3) 鈴木潤三・横山幸雄・鈴木静夫：多摩川及び荒川の汚濁に伴う底質有機物の組成変化，日本陸水学会誌，43(1)，5-10(1982)
- 4) 福島博：鶴見川水系における有機物と陰イオンに関する基礎調査，横浜市公害研究所報，第7号，75-80(1982)

## 接触ばっ気処理法の産業排水への適応性の 検討(第2報)

下村光一郎\*, 野木一男\*, 遠田和雄\*

### 要 旨

接触ばっ気処理法の産業排水への適応性を検討するために、行政指導上問題の多い業種を選んで処理実験を実施した。第1報で報告した、ウールの精練排水の処理実験に引き続き、今回は、ポリエステル繊維(以下、ポリエステルとする)の減量加工と染色およびナイロンの精練・染色を主工程に持つA精練工場の排水について実験を行った。BOD容積負荷を $0.12\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$ から $0.61\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$ まで変化させて実験したところ、 $0.3\sim 0.4\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$ まではBOD除去率97~98%、COD除去率75~87%で、かつ余剰汚泥の発生も極めて少なく安定した処理結果が得られた。このことから、接触ばっ気処理法は、ポリエステルの減量加工排水を含むA精練工場の排水に対し、適応性のあることが認められた。

### 1. はじめに

横浜市内には、地場産業として捺染・染色・精練などの繊維加工業がある。その中でも精練加工業では、原布に付着しているサイジング剤(縦糸強化用糊剤)の糊抜きおよび精練作業に伴って、水溶性高分子化合物を含む高濃度の有機性排水が排出されるため、薬品凝集法による排水処理を困難にしている。市内の精練事業場で行われている作業内容を分類すると、①ウールの精練、②ポリエステルの精練、③ナイロンの精練、④絹の精練、⑤ポリエステルの減量加工などになる。精練事業場では、これらの精練工程を単独かあるいは2~3種類の作業を同時に行い、かつ精練後の染色まで含む場合が多い。第1報では、ウール単独の精練排水の処理実験結果について報告した<sup>1)</sup>が、今回は、ポリエステルの減量加工と染色およびナイロンの精練・染色を主体に作業を行っているA精練工場の排水について、接触ばっ気法による処理実験を行い、若干の知見を得たので報告する。

### 2. A精練工場の概要

#### 2-1 作業工程および排水の水質

主な作業工程と排水処理系統は、図-1に示すとおりである。ポリエステルの減量加工では、絹に似た風合いを出す目的で、生地を高濃度のアルカリ溶液中に一定時間浸漬して、その表面を溶解する。その結果、テレフタル酸とポリエチレングリコールが加水分解生成物としてアルカリ溶液中に溶け出し、大きな汚濁源となる。ポリエステルは減量加工の後、十分な湯洗と水洗を行い染色される。減量加工排水の水質は、BOD 25,000~30,000  $\text{mg}/\ell$ 、COD 15,000~20,000  $\text{mg}/\ell$ で最も高い。染色排水は、BOD 1,000  $\text{mg}/\ell$ 、COD 10,000  $\text{mg}/\ell$ 程度である。写真-1に減量加工の作業状況を示したが、この作業は回分式で行われる。一方、ナイロンの精練・染色工程では、サイジング剤や油汚れを落とすための精練を行い、十分な湯洗、水洗の後、染色される。精練排水の水質は、COD 約 12,000  $\text{mg}/\ell$ で最も高く、染色排水のCOD 約 4,000  $\text{mg}/\ell$ がこれに次ぐ。以上述べたように、A精練工場では、ポリエステルの工程から主としてBOD成分が排出され、ナイロンの工程からはCOD成分が排出されて処理対象排水となっている。

Application of a biological contact aeration method to industrial waste water (II)

\*Koichiro Shimomura, \*Kazuo Nogi, Kazuo Enda, 横浜市公害研究所水質部門

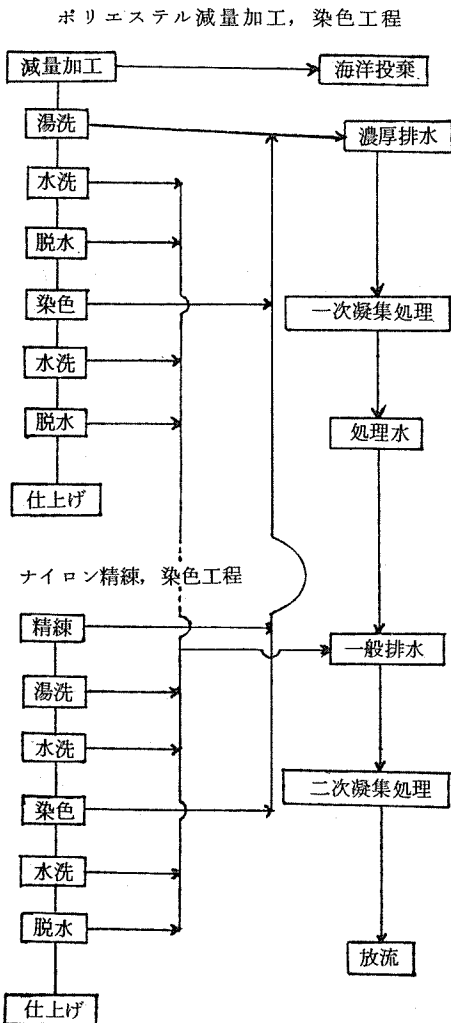


図-1 事業場の主な作業工程と排水処理の系統

### 2-2 A精練工場における排水処理の現状

当工場で実施している排水の集水系統および処理状況は、図-1に示した通りである。減量加工排水はBOD、CODともに濃度が非常に高く、既設処理装置による処理が不可能なため、海洋投棄処分を行っている。次いで濃厚な減量加工の湯洗排水、ポリエステルの染色排水およびナイロンの精練・染色排水を合わせたものは濃厚排水として分離し、消石灰とアルミニウム系無機凝集剤によって第一次凝集処理を行っている。その他の水洗水などは一般排水として原水貯槽に導入し、ここで上記一次凝集処理水と合流後、アルミニウム系無機凝集剤と有機高分子凝集剤による第二次凝集処理を行い放流している。

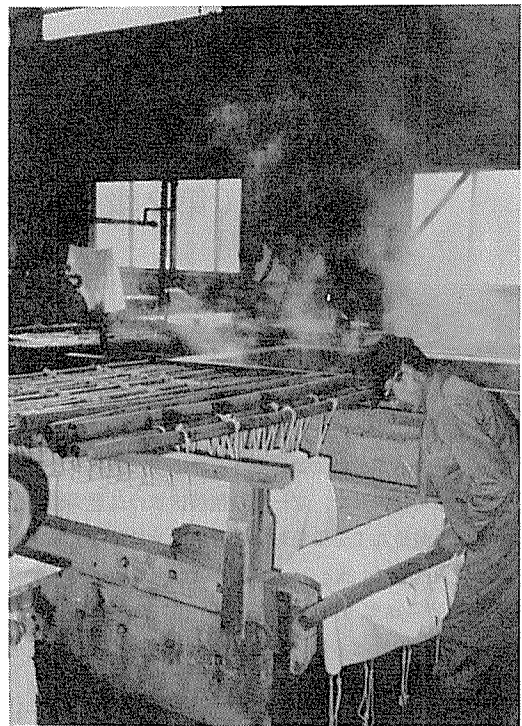


写真-1 減量加工の作業状況

### 3. 実験方法

#### 3-1 実験装置

実験装置の概略は、図-2に示した通りである。接触槽と沈殿槽が一体となった構造で、接触槽部分は、52.5×24×20cmの大きさで、その容積は約25ℓ、その内、濾床部分は約18ℓである。また、沈殿槽の容積は約8ℓである。接触材は、写真-2に示したようなポリビロピレ

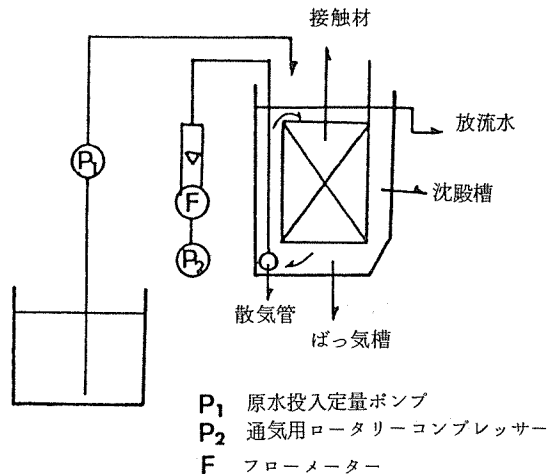


図-2 実験装置

ン製繊維(太さ約2mm)をカール状に積み重ね、同時にブロック状に成形した市販品<sup>2)</sup>で、縦方向に5×5cmの穴があき、目詰まりを防ぐ構造になっている。ばっ気槽の通気にはロータリー式コンプレッサーを、散気管には円筒形多孔管を使用し、ばっ気槽の底部側面より送風して、ばっ気槽内に旋回流を起こすように設置した。供試原水の送液にはブランジャー式定量ポンプを使用して、ばっ気槽内における試験原水の滞留時間が24時間となるように設定した。また、ばっ気槽内の水温は、最低温度を25℃に保持するようにサーモスタット付き投げ込みヒーターを用いて調節した。

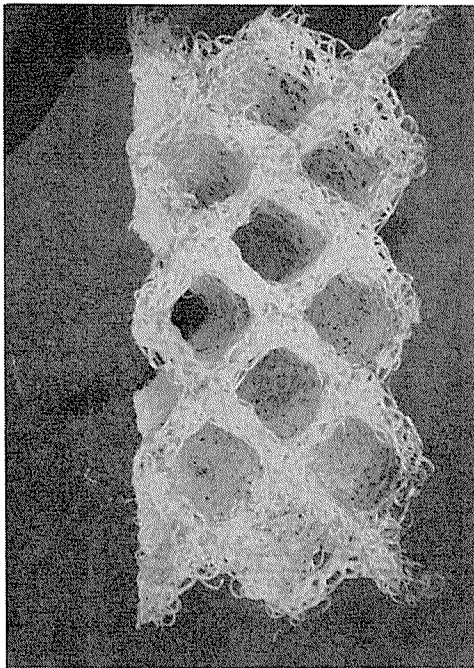


写真-2 接触材

### 3-2 供試原水

本実験で使用した原水は、図-1に示したA精練工場における排水の集水系統図中、ポリエステル製の減量加工排水、湯洗排水、染色排水およびナイロンの精練排水と染色排水を混合調製したものを調製濃厚原水として、冷蔵庫に保管しておき、実験期間中この調製濃厚原水を同時pH調整したうえで、水道水に必要な濃度まで希釈して使用した。なお、調製濃厚原水のBOD値は約10,000mg/ℓ、COD値約2,800mg/ℓであった。また、供試原水には、BOD:N:Pの比が100:5:1となるように、窒素源として尿素、燐源として燐酸-カリウムを添加した。

### 3-3 BOD負荷と実験期間

表-1に供試原水の希釈倍率とそれぞれの実験期間を示した。処理実験は、100倍希釈水を使用した順養期間を20日間とった後、60倍希釈水で14日間、40倍希釈水で8日間、25倍希釈水で18日間と徐々に負荷を上げて行った。

表-1 負荷と期間

	順養期間		実験期間	
実験日数	20	14	8	18
希釈倍率	×100	×60	×40	×25
BOD容積負荷	0.12	0.22	0.36	0.61
	kg/m <sup>3</sup> ・日			

### 3-4 植種汚泥

本実験では、実験効率を上げるために、市内の下水処理場の返送汚泥約15ℓ(MLSS1,700mg/ℓ)を植種汚泥として使用した。この植種汚泥中の生物相は、表-2に示す通りであった。

表-2 種汚泥生物試験成績

PH		7.0	
沈澱率		18 (%)	
MLSS		1,700 (mg/ℓ)	
原 生 物	Vorticella	7,040 (個/mℓ)	
	Epistylis	320	
	Zoothamnium	240	
	Tokophrya	80	
	Aspidisca	240	
	Amoeba proteus	4,160	
	Arcella	320	12,400 a
	Litonotus	240	
	Trachelo phylum	5,920	6,160 m
	動	Amoeba spp.	2,240
	Amoeba X	960	
	Dysteria	240	3,440 n
	計	22,000	
輸 虫 類	計	320	
総生物数(汚泥/mℓ中)		22,320	
*a:m:n		55:28:16	
*a: 活性生物 (activated sludge-type)			
m: 中間活性生物 (intermediate sludge type)			
n: 非活性生物 (non-activated sludge-type)			

### 3-5 実験方法および水質測定方法

実験は連続通水、連続ばっ気処理方式により行った。実験期間中、自記温度計により気温と、ばっ気槽の水温を測定した。また、処理効果を判定するために原水槽、ばっ気槽および沈殿槽より採水して、以下に示す項目の水質測定を一週間に3~5回の頻度で行った。また、BOD容積負荷は原水の平均BOD値より算出した。以下に、各項目の測定方法を示す。

- ① 水素イオン濃度(pH):JIS-K-0102-12, 1, ガラス電極法
- ② 生物学的酸素消費量(BOD):JIS-K-0102-21, ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法による20℃, 5日間の溶存酸素消費量
- ③ 化学的酸素消費量(COD<sub>Mn</sub>):JIS-K-0102-17, 10℃における過マンガン酸カリウムによる酸素消費量
- ④ 溶存酸素(DO):JIS-K-0102-32, 1, ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法
- ⑤ 懸濁物質(SS):JIS-K-0102-14, 1,

## 4. 実験結果および考察

### 4-1 馴養結果

活性汚泥を植種し、原水の通水およびばっ気を開始してから24時間後には、汚泥が接触材に完全に付着していることが観察された。馴養期間中の水質測定結果は、表-3に示す通りである。処理前後の水質を比較すると、BODは原水120±13mg/lから処理水では12±7mg/lとなり、除去率は約90%であった。一方、CODは原水33±2mg/lが処理水は10±3mg/lとなり約70%の除去率であった。また、全実験期間中のBODおよびCODの経日変化をそれぞれ、図-3および図-4に示したが、これらの図からも明らかなように14日以後、処理水の水質が安定しており、馴養は十分になされたと判断し、21日目より本実験に移った。

表-3 馴養期間の水質測定結果

	原水	処理水
pH	7.0±0.8	7.1±0.3
BOD (mg/l)	120±13	12±7
COD (mg/l)	33±2	10±3
n=8		

### 4-2 60倍希釈水の処理結果

60倍希釈水の処理実験における水質測定結果は、表-4に示す通りである。処理前後の水質を比較すると、BODは原水220±19mg/lから処理水では6±1mg/l

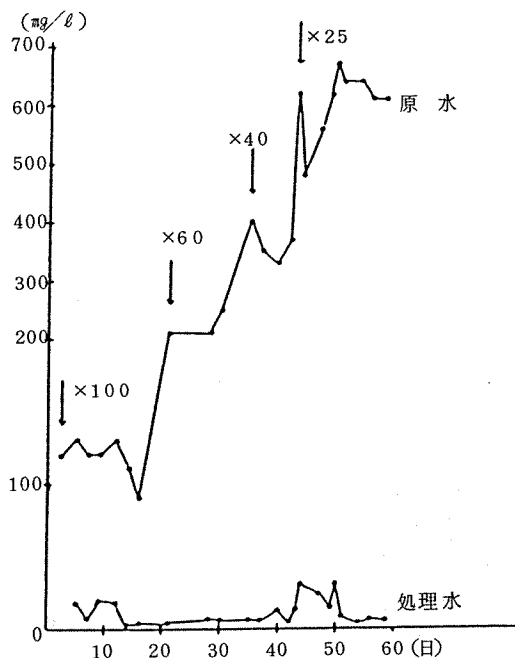


図-3 BODの経日変化

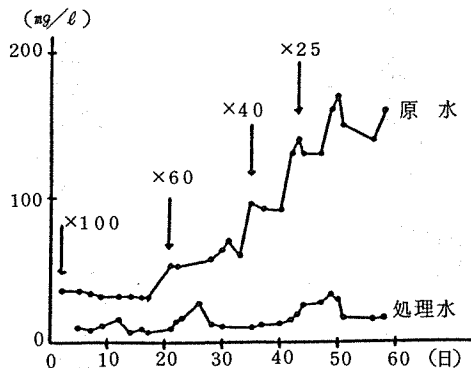


図-4 CODの経日変化

になり、97%の除去率が得られた。CODは原水60±6mg/lが15±5mg/lまで処理され、除去率は約76%であった。また、ばっ気槽のDOは5.1±0.2mg/lと十分であり、処理水のSSは5±5mg/lと非常に少なかった。これらの測定結果をみると、60倍希釈水の処理状況は極めて安定していると判断された。

表-4 60倍希釈時の水質測定結果

	原水	処理水
pH	7.8±0.6	7.3±0.2
BOD (mg/l)	220±19	6±1
COD (mg/l)	60±6	15±5
n=6		

#### 4-3 40倍希釈水の処理結果

40倍希釈水の処理実験における水質測定結果は、表-5に示す通りである。原水のBOD  $360 \pm 26 \text{ mg/l}$  は処理水では  $8 \pm 3 \text{ mg/l}$  となり、除去率は約98%であった。CODは原水で  $100 \pm 16 \text{ mg/l}$  が処理水では  $13 \pm 1 \text{ mg/l}$  となり、87%の除去率を示した。BOB、CODともに処理効果は極めて良好で、処理状況は今回の実験の中では最も安定していた。また、処理水中のSSは  $4 \pm 3 \text{ mg/l}$  であった。なお、馴養期間、60倍希釈水および40倍希釈水を通して余剰汚泥の抜き取りは一度も行わなかった。

表-5 40倍希釈時の水質測定結果

	原水	処理水
pH	$6.9 \pm 0.1$	$7.5 \pm 0.4$
BOD (mg/l)	$360 \pm 26$	$8 \pm 3$
COD (mg/l)	$100 \pm 16$	$13 \pm 1$
n=4		

#### 4-4 25倍希釈水の処理結果

25倍希釈水の処理実験は18日間行ったが、この負荷に移行してから3日目より付着汚泥の黒化が見られ、6日目に汚泥の剝離現象が認められた。汚泥の剝離は次第に著しくなり、17日目に剝離汚泥の沈降性が悪化し、18日目には汚泥の流出が激しくなったので、実験を中止した。水質測定結果は、表-6に示した通りである。BODは原水  $610 \pm 53 \text{ mg/l}$  であったものが処理水では  $16 \pm 10 \text{ mg/l}$  となり、除去率は約97%であった。CODは原水で  $150 \pm 14 \text{ mg/l}$  が処理水では  $23 \pm 6 \text{ mg/l}$  となり、除去率は85%を示した。BOB、CODともに処理効果は十分に認められたが、処理水の水質について60倍希釈水、40倍希釈水の場合と比較してみると約2倍の数値となり、処理状況が悪化していることは明らかである。また、付着汚泥の黒化、汚泥の剝離、剝離した汚泥の沈降性の悪化などの諸現象を考え合わせてみると、25倍希釈水は、当処理実験における負荷の限界と思われた。

表-6 25倍希釈時の水質測定結果

	原水	処理水
pH	$7.6 \pm 0.5$	$7.6 \pm 0.1$
BOD (mg/l)	$610 \pm 53$	$16 \pm 10$
COD (mg/l)	$150 \pm 14$	$23 \pm 6$
n=9		

#### 5. まとめ

接触ばっ気処理法の産業排水への適応性を検討する一環として、ポリエステル減量加工と染色およびナイロンの精練・染色を主工程に持つA精練工場の排水を取上げて室内実験を行ったところ、次のことが判明した。

- 1) 植種汚泥としての活性汚泥は、ばっ気槽へ植種してから24時間以内に接触材に完全に付着した。
- 2) 馴養のための処理を開始してから処理水が安定するまでに要した日数は14日であった。
- 3) BOD容積負荷は、 $0.3 \sim 0.4 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{日}$  が良好な処理水を定常的に得るための適正範囲と思われた。
- 4) 汚泥発生率を正確に把握するためには、さらに長期間にわたる連続処理を行う必要がある。
- 5) 生物膜の生物相は、馴養期間より25倍希釈段階に至るまで、Sphaerotilus が常に多量に観察された。原生動物では、繊毛虫類が優占種であった。

今回取上げた精練排水は、ポリエステルの減量加工排水を含有するため、 $BOD/COD=3.6$  とBODの方が高く、微生物による処理に適していることが予想され<sup>3)</sup>た。また、生物相では、一般に標準活性汚泥法で見られる原生動物の他に、Sphaerotilus が常時多量に観察されたことが目立った特徴であった。

#### 文献

- 1) 下村光一郎、野木一男、遠田和雄：固定床式活性汚泥法の産業排水処理への適応性の検討（第1報）、横浜市公害研究所報、第5号、91~95（1980）
- 2) 佐藤健：立体網状接触材の性質とその応用、用水と廃水、23（4）、51~61（1981）
- 3) 中塩真喜夫：廃水の活性汚泥処理、93、東京（1986）、恒星社厚生閣

## 都市自然の都市的価値 —— 生物と共存するまちづくり ——

森 清和\*

### 1. はじめに

戸塚の境川沿い、田園風景の面影をなんとか残しているところに、休耕田を転用した有料の「ザリガニ釣堀」がある。子供一人の入漁料が1時間200円、その他貸竿50円、貸たもあみ20円、つりさえ20円の計290円也で、持帰れるのは2尾までである。

なかには一匹1万円を超えるものもあるときが、クワガタやカブトムシにはじまりザリガニにいたるまで、小動物が次々とペット商品化する今日、「ザリガニ釣堀」ぐらいに驚いてはいけないうちかもしれない。しかし、クワガタ、カブトムシ、セミ、トンボ、チョウ、タガメ、ゲンゴロウ、タイコウチ、ホタル、サワガニ、カエル、メダカ、フナなどの親しみやすい小動物が、身近な環境から姿を消してゆくなかで、ザリガニは子供たちが実際に手で掴むことのできる最後に残された生きものといつてもよい。

子供の人格形成における“自然”の意義はこれまでもたびたび指摘されてきたことであるが、子供が「自然への興味」を抱き、そして「自然を知る」ようになるのは、教科書や知育的な自然保護教育をおしてだけではない。その多くは親しめる小動物の住処を「捜し」、「見付け」、手で「掴み取る」などの行為、子供ながらの知恵をもって工夫を凝らす——そういった自然環境の場のなかでの“遊び”をおしてである。目的に向っての試行錯誤があつてはじめて自然のしくみを知り、自然を“自分のもの”とすることができるのである。それは、商品化したペットや見物物的な動物園や昆虫園はもちろん、子供から知恵と工夫の余地を奪い、何もかも御膳立てした釣堀などでは、けつして得ることのできないもの

である。

釣堀のザリガニは、自然のザリガニを代替しない。有料の「ザリガニ釣堀」は、都市の自然環境もここまでできたかということをおわせるものであるが、横浜にはザリガニはおろかホタルの自然発生地まで、親しめる小動物のすむ自然が、全国の大都市のなかでは稀なくらい残されている。その小動物のすむ自然の保全と創造が、これからのまちづくり、都市づくりにとって大きな鍵をにぎるのではないかと考える。

さて、市街化農地の宅地並み課税、市街化区域と市街化調整区域の線引きの見直し、市街化調整区域における開発行為の開発区域20haから5haへの緩和、そしてつい先頃(8月2日)の自治体の宅地開発指導要綱の緩和を求める建設省通達など、次々に都市開発の規制緩和策が打ち出されている。最近の規制緩和の背景には、住宅難の解消や良好な市街地の形成といったことのほかに、国内のだぶついた余剰資本を住宅建設に向けることによって、経済の活性化を図ろうとする意図がある。高度経済成長を牽引してきた民間設備投資主導型の経済成長が過去のものとなり、引き続いての1970年代中期以降にとり入れられた道路建設や下水道建設等による公共投資主導型もいまひとつ経済効果をのぞめない今日にあって、民間資本の導入による都市の人工改変の景気対策の手段としての性格はますます強められよう。そればかりでなく、斜行エレベーター付の斜面建築などの建設技術も登場し、従前では開発が技術的にできなかった小さな斜面林まで開発適地となつてきている。

都市の自然地では、いまや公的に都市施設として位置づけられた都市公園を除いて、経済的、技術的な歯止め

はなくなり、開発行為の及ばない聖域（サンクチャリー）はなくなっているといっても言い過ぎではない。このまま推移すると、極端に言えば一人当たり数㎡の公園と街路樹とベランダの植木鉢だけが都市の緑といった事態もありえないであろう。

このような都市の中からの自然の喪失の反省として、都市の環境としての緑を守る住民運動や水辺の再生をめざす市民運動などが各地で起り、拡がっている。またそうした市民の自然意識の高揚とともに、「身近な環境」とか「身近な自然」とかいった新しい環境観、自然観が急速に芽生え、注目を集めてきている。生活環境の住み心地を求めるアメニティ志向の高揚などもあって「身近な環境」、「身近な自然」はようやく大方の合意を得つつあるようである。

しかしながら、それはまだいわば総論賛成の段階といってもよく、都市自然の保全創造のうえではいまだ十分に力を発揮していない。それは単に「身近な自然」論や「身近な環境」論が、開発者側の経済性の論理よりも本質的に弱体で、市民的合意の得られない性質のものであるためとか、それを補完する政策、手段が十分に用意されていないといったことではなく、「身近な自然」論等自身がまだ論理として未成熟であることも大きく関係しているように思える。

本稿は以上の問題意識にもとづいて、「身近な自然」を「都市自然」として規定するなかで、いままぜ「身近な自然」かということについて若干の検討を試みる。

## 2. 都市自然の特徴

### 1) 都市の自然環境は自然的土地利用に依存している。

さて、都市の自然すなわち都市自然というと、ひとによっては公園や街路樹、さらには垣根や庭や鉢植えまで、都市の中にあるすべての自然物を含めて考える人もある。確かに、それらも都市の自然的豊かさにかかわるものであり、無視はできない自然環境の要素ではある。しかし、公園、街路樹、垣根、庭、鉢植えなどは、既に公的あるいは私的に囲い込まれた空間である。それは、今日、都市問題として惹起されている斜面林や農地や中小河川などのように保全し守ってゆくかという問題とは、大きく性質を異にしている。

都市の自然をトータルな意味において、どう保全してゆくかという都市政策上の課題からすれば、都市の中に存在する自然物をすべて都市自然の要素としてとらえ、一括して扱うことは問題に混乱をもたらすだけであろう。都市政策、あるいは環境政策という視点からは、既に公的、私的に担保された土地利用の確定した空間とそれ以

外とを区分してとらえた方が適切と考える。なお、ここで用いる「都市自然」は、“都市の自然”あるいは“都市の中の自然”を概念化したものである。なぜ概念化したかについては後述する。

従って、本稿で都市自然とか都市の自然とかいう場合には、特別にことわらないかぎり、その自然の実体としては、主に斜面の雑木林などの“樹林地”、田畑などの“農地”、そして河川や溜池などの“水辺地”等の、公的な意味においてもまた私的な意味においても都市的にまた十分囲い込まれていない自然空間を想定することとする。都市の土地利用政策で使われる土地利用分類（表1）にもとづいていえば、都市的土地利用に対比される“自然的土地利用”に相当する。その中分類では、農業地、森林地、河川、水面・水路、荒地等である。公園は、都市的オープンスペース地区として都市的土地利用に分類されている。

本題に入るまえに、横浜の土地利用状況を簡単に見ておこう。

若干古く昭和52年度のデータであるが、都市的土地利用は28,355haで市域面積の66.4%。自然的土地利用は14,364haで同33.6%となっている。自然的土地利用は、約 $\frac{1}{3}$ である。そのうち森林地が6,616haでもっとも多く、次いで農業地がわずかに少なく6,058haとなっている。両方で面積的には自然的土地利用の大半を占めている。

表一 1 土地利用分類項目

都市的 土地 利用	11	住 宅 地 区
	12	商 業 ・ 業 務 地 区
	13	特 殊 ・ 商 業 地 区
	14	工 場 地 区
	15	市 民 サ ー ビ ス 施 設 地 区
	16	都 市 運 営 施 設 地 区
	17	都 市 的 オ ー プ ン ス ペ ー ス
	18	そ の 他
		中 計
自然的 土地 利用	21	農 業 地
	22	森 林 地
	23	河 川 ・ 水 面 ・ 水 路
	24	荒 地
		中 計





表-2 横浜市 土地の自然的環境調査

(単位 ha)

構成 内容 区名	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	合 計
	草 地	岩石地	水辺地	針葉樹林地 (人工)	針葉樹林地 (天然)	広葉樹林地	針広混交 樹林地	竹林地	闊葉樹林地	その他 (休耕地)	
鶴見区	7.65		81.09	2.18		107.16	2.81		1.48	0.68	203.05
神奈川区	8.49			2.10		108.02	12.10	7.60	91.96	3.68	233.95
西区	0.29			0.56		14.09	0.35				15.29
中区	6.06					64.17	0.33				70.56
南区	25.57			0.11		100.94	5.83	1.12	0.47		134.04
保土ヶ谷区	54.62		10.07	18.75		219.25	26.85	4.33	6.73	1.81	342.41
磯子区	8.01	0.21		63.29		168.22	11.07	0.55	0.46		251.81
金沢区	29.45			10.89		52.475	13.09				578.18
港北区	28.71	0.16	96.73	0.17		353.13	10.34	271.94	50.81	8.73	820.74
戸塚区	65.50		48.95	349.48		661.86	151.67	33.72	51.98	61.90	1,425.06
港南区	31.29		0.83	22.36		120.11	48.94	5.70	7.68		236.91
旭区	25.01		43.2	278.25		158.49	22.11	12.32	24.13	15.18	539.81
緑区	56.93		82.97	384.74		887.50	99.33	194.64	72.60	11.40	1,790.11
瀬谷区	11.47		6.01	117.66		21.91	25.04	3.53	26.93	33.52	246.07
合 計	359.05	0.39	330.97	1,250.54		3,509.60	429.86	535.45	335.23	136.90	6,887.99

(緑政局資料)

都市的土地利用の公園は、『第57回横浜市統計書』によれば52年度末454ha、市域面積の1%である。自然的土地利用の3%にすぎない。横浜は他の大都市に比べれば“みどり”が多いと言われるが、その横浜の自然環境は圧倒的部分を森林地と農業地を中心とする自然的土地利用に依存しているといえる。ここにもまた、都市自然を自然的土地利用に焦点を合わせて考察しなければならない理由がある。

また、土地利用調査とは別に、航空写真から樹林地を類別に調べた貴重な調査がある。「土地の自然環境調査」(緑政局、昭和54年度実施)である。参考までに示しておこう(図1、表2)。それによると、樹林地は、緑区と戸塚区が図抜けて多く、両区だけで市の草地を含む樹林地面積(水辺地除く)の49%を占めている。その他では港北区、金沢区、旭区が多くなっている。

ところで、面積的には樹林地や農地には遠く及ばないが、河川を中心とする水辺地も、横浜の自然を特徴づける大きな要素である。横浜は地形的に約7割が丘陵台地であり、その開析によって生れた谷(水系)がきわめてよく発達している。図2の水系図に示される谷がすべて河川、水辺というわけではないが、非常に多くの川(小川)が残されている。いわゆる大河川はないが、逆に人

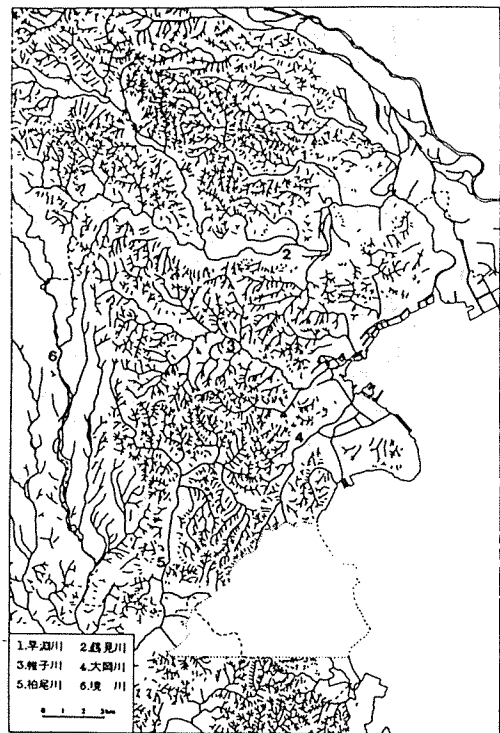


図-2 水系図I(大正~昭和初期)(原図・高井建雄)

が親しみやすい中小河川は、それこそ葉状に張りめぐらされており、柳川市など人工のクリークが網の目ようにはしる水郷のまちを例外とすれば、身近さという意味では全国でも稀にみるくらい水辺地に恵まれた都市となっている。しかも、市街地を流れる中流や下流の汚染状況からすればちょっと想像しがたいのであるが、円海山、舞岡、瀬谷通信隊、矢指、三保・新治、寺家、赤田地区をはじめ、源流域にはこれが横浜かと思わせるような清冽な谷川、細流が数多く残されている。

そこには、幽玄な光で人々を魅了してやまないゲンジボタルやヘイケボタルをはじめ、多くの都市で絶滅したヤンマやタイコウチなどの水生昆虫も数多く棲息している。なお、ここ数年来、市民の方々の御協力をえてホタルの生態及び分布について調査を実施しているが、ホタルの生息地が次々と見つかっている(図3、4)。都市にホタル自身が珍らしくなり、人工飼育、人口放流による“ホタルの里”づくりが各地でブームとなっている今日、巨大都市横浜にこれほどのホタルの発生地があることは驚異のまゝとなっている。全国でも代表的なゲンジボタルの発生地に属することも自然公園には、市内、県内はもとより東京や埼玉からも見学者がたえず、発生時期の

土、日曜日には千人を越す人々が集ってくる。横浜のホタルは、全国に誇れるものであり、“ミナト”とともに横浜のもうひとつのシンボルとなろうとしている。

小規模ながら川の多さ、またその質の高さにおいても、横浜の自然環境を語るとき水辺地は無視することのできない存在となっている。

これらの都市自然も、近年、急速に減少している。

農地は、昭和30年以降、急速な減少傾向を示し、昭和30年に1万haを超えていたものが、いまや4千haを割ってしまった。樹林地の減少もはなだしい。市街化区域内ばかりでなく、市街化調整区域内の樹林も年々減少している。水辺地も、統計データはないが同じ事情である。宅地造成、下水道整備、水路整備等によって、暗渠化ないしコンクリート化されている。それは、市街化調整区域にも及んでいる。

周知のように、公園づくりには膨大な費用がかかる。欧米並の水準 — 1人当りの公園面積20㎡、人口300万人とすれば、6,000haが必要となる — は、現実的には望めない水準である。日本の公園整備の目標である10㎡/人でさえ、現状では遠い目標である。横浜の自然環境は、面積的にいっても — 他の理由もあるが、それは後述す

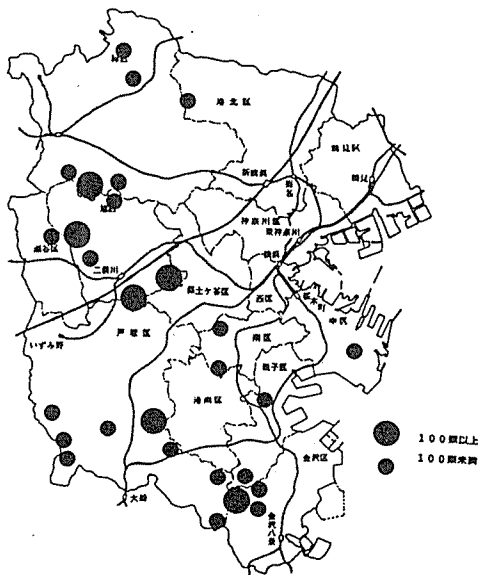


図-3 ゲンジボタル分布図(原図・五十嵐浩他)

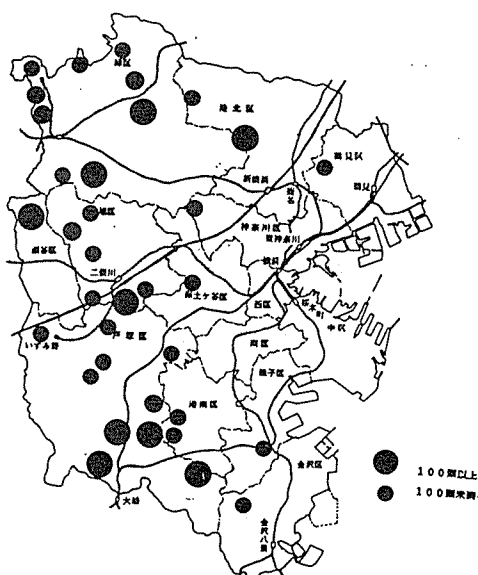


図-4 ヘイケボタル分布図(原図・図3同)

る— 将来とも自然的土地利用に分類されている森林地、農業地、河川等に依拠せざるを得ない状況にあるといっても言い過ぎではない。

とすれば、都市の中の土地空間を都市的土地利用と自然的土地利用とに分類すること自体が問題なのではなかろうか、自然的土地利用に分類されている自然的土地を、都市空間の中に位置づけなおす必要があるのではなかろうか。

そのためには、自然的土地が、“都市環境”として不可欠なもの、代替性のないものという合意形成が必要である。

その合意形成を念頭において、次に都市自然の自然としての特徴について見ることにする。

## 2) 都市自然は「平凡な自然」である。

都市環境として修景的な意味も含め公共的な利用に供されているオープンスペースのなかには、もともと都市的な性格をもってつくられたものもある。典型は大名や豪商の庭園で、のちに公開されたものである。横浜では三溪園が有名である。上野の森や飛鳥山など行楽地、遊園地としてつくられたものもある。社寺林や堤の桜並木なども、どちらかといえばこの類に入ろう。舟運のために開削された運河などもそうである。

しかし、横浜には都市の歴史が浅いこともあって、都市が意図的につくり確保してきたオープンスペースは、非常に少ない。

横浜の自然の基盤となっているのは、水田や畑地はもちろん、樹林地も一部の急傾斜地や社寺の自然林を除き、大半は雑木林といわれる薪炭林や農家の兼業的性格の強いスギ・ヒノキの人工林あるいは竹林などであり、「農」と一体となってきたものである。水辺地も例外ではない。谷戸の谷川や溜池は、いまなお農業用水として使われているし、市街地の河川もかつては河川沿いの底地の水田を潤していたものであり、その原型は農業用排水に刻印されている。運河にしても、その多くは新田開発と無縁ではない。こういった事情は、横浜に限らず全国的にも言えることがらでもある。

それらは、一言でいえば、かつての都心（現在の都心部）の外延に拡がる田園を構成してきた自然である。田園風景は、農民がつくりだした「名作」といわれている。都市自然の基盤となっているのは、「農」の所産である田園に他ならない。

すなわち、今日の都市自然は、都市の利用を目的につくられた自然ではなく、当初は都市の外延にあった田園が、都市スプロール化の中で都市域に取りこめられることによって都市自然と化したものである。言い方を変れ

ば、都市自然は農の空間に都市空間が覆い重なったものといえる。

この田園風景を構成する自然は、特別な自然ではない。個々には薪炭林といっても平地林と斜面林といった相違はあるが、雑木林であることは変わらない。農地にしても、沖積地、台地、扇状地、谷戸等でそれがかもしだす風景は異なるが、とりわけ特殊なものはない。水田は水田である、横浜の水田風景は、かならずしも横浜でしか見ることのできないものではない。水辺地にしてもしかりである。田園の動植物相も、広域的には違いは見られるものの、ある地域に限っていえばそこだけ特殊な動植物相がみられるということはずまいといってよい。

それは田園が、自然の摂理によってつくられたものではなく、伝播性をもちそれゆえにまた日本文化の基礎となってきた農業技術をもって、人為の手によってつくられたものであることからしても当然の帰結である。また、そうであるからこそ田園風景が日本の国民的原風景ともなりえたのであろう。

原風景論については別の機会に述べるとして、以上をまとめると、雑木林や田畑や中小河川等からなる田園を基盤とする都市自然は、人為的な二次自然であり、ありふれた「平凡な自然」である。都市自然は、その内実として「平凡な自然」であることを本性としているといってもよい。

## 3) 都市自然に自然保護論はなじまない。

このように言うと、自然保護論の側から反対意見が起るのではないかと思う。私は、日本の自然環境の保全に自然保護論、自然保護運動が果してきた役割は高く評価したいと思っているし、自然保護は重要であると考えている。だが同時に、「平凡な自然」である都市自然に対しては、いわゆる自然保護の論理は一定の限界があるのではないかという疑問をもっている。

自然保護論は、精神的には「すべての自然が大切であり、すべての自然を守らなければならない」という自然への平等主義を基調としている。しかし、現実的には自然をランク化し、優先順位をつけて対処せざるを得ない宿命をもっている。社会的なわく組のなかにおいては、一步一步保護対象を拡大してゆかざるをえないためである。行政的、経済的にすべての自然を同時に保護することが非現実的である以上、それは良し悪しを越える問題である。

自然保護論は、平等主義の精神に反し“保護に値いする自然”の保護の論理として展開されてゆく。ということは、冷たく言えば常に“保護に値いしない自然”を内包しているということでもある。誤解をまねくかもしれ

ないが、卒直な表現をとれば、自然保護論はこれこれの自然は特別の価値をもつものであるから残し守ってゆこうということであり、特別の価値をもたない自然は切り捨ててもかまわないという切り捨ての論理をもっている。

従って、自然保護の対象となるのは、常にピラミッドの頂上部である。保護対象が広がってもラインが下がるだけで、保護と非保護の線引きはなくなる。

そして、その保護対象を決定する軸となるのは、特別の価値を表現する“貴重性”のカテゴリーである。貴重性ということ自身、貴重でないもの、ありふれたもの、平凡なもの等の存在があってはじめて成立するカテゴリーであるが、今日、自然保護の軸となる貴重性は学術的な貴重性である。その学術的な貴重性は、①代表性、②珍奇性（または固有性、特異性）、③希少性、④歴史性の4点に整理されるように思われる。

①代表性は、国土、地方あるいは郷土を代表する自然であり、国民や郷土の誇り、シンボルとなりうる自然である。国立公園等の自然公園は、この代表性を基軸としている。

②珍奇性は、特異な景観を呈する探勝地や、珍しい生物や自然地などである。ありふれた生物でもそれが北限、南限、あるいは数少ない繁殖地というときも、固有性ということからこのカテゴリーに含められる。

③希少性は、珍奇性、固有性、特異性と重複する場合も多いが、希少ということから生じるカテゴリーである。今日では、トキやワシ・タカのように、かつては一般に棲息していてもいまでは希少な存在となってきたものが中心であるといってもよい。

代表性、珍奇性、希少性は、いずれも純自然的な事象であるのに対し、④の歴史性は唯一社会的な貴重性である。鎌倉八幡宮の御谷、称名寺の裏山など、歴史的環境と一体となった自然である。

貴重性の分類にはまた別の分類法があるかもしれないが、重要なのはそこに共通に貫いているものの理解であろう。それは、その自然地に主体が行かなければ交流することのできないという、“唯一”の自然という視点である。そして、そこには人間が侵してはならない聖域（サンクチャー）という自然観がある。先にも述べたように、自然保護を行政行為として実現するためには、そういった貴重性という価値軸で限定を設けることは合理的な行為であろう。

ところで、田園を基盤とする都市自然は、ありふれた自然であり、「平凡な自然」である。もちろん、都市の自然のなかにも自然保護の対象となりうる「貴重な自然」はある。寺家や舞岡の谷戸景観は、希少性だけでなく、

ふるさと横浜の原風景として郷土の代表的自然といってもよいほどのものである。ゲンジボタルの発生地も、“都市のホタル”という珍奇性ばかりでなく、ホタルそのものが絶滅の危機に瀕しており、希少性という観点からも自然保護になじむものとなってきている。その意味においては、横浜でも自然保護行政が一層推進される必要がある。しかしながら、都市の自然の基本的性格は「平凡な自然」であり、その保全を自然保護で代替させることはできない。

田園の自然は、どのような調査を行っても自然の実体としては形態的、景観的、生態学的にも特別の貴重性は発見されない。それは各地に数多く存在するありふれた自然である。自然保護の貴重性は入りこまない自然であり、自然保護論はなじまないといえる。

ところで、都市の自然に対して「貴重な自然を守れ」という訴えがある。その気持は痛いほど理解できるのであるが、実践の論理としては未成熟のように思う。その“貴重”には、対象とする自然の自然軸としての貴重性（学術的貴重性）と、生活環境としての貴重性が十分に区別されておらず、住環境としてのかけがえのなさが自然自体の貴重性と混同されているように思える。生活環境としての貴重性と自然の学術的な貴重性は、重なる場合もあるが論理としては区別されなければならない。同じ“貴重”といっても、“生活軸”と“自然軸”、評価軸は異質であり、一方は自然保護のカテゴリーに属するのに対し、他方は自然保護の性質になじまないものである。

ともあれ、「貴重な自然」と「平凡な自然」は論理的に別のものとしてとらえなければならない。そして「平凡な自然」になじむ論理を構築しなければならないといえる。

### 3. 都市自然の性格と意義

#### 1) 都市自然は中間自然である。

雑木林や農地や中小河川などの都市自然は、ありふれた「平凡な自然」であり「貴重な自然」ではない。だが、そのことは、「平凡な自然」が都市環境、生活環境として価値をもっていないということではけっしてない。前章とは別の視点から見てみたい。主に、その自然を誰がつくり、誰が生活の場としているか、主体の観点からである。

まず、田園風景をかもしだすモメントである雑木林や田畑や中小河川や溜池は、農民の作品であり、言うなれば「農」の自然である。

それに対して、先にも触れたが、「農」すなわち土地

自然の生産力の統御とはかかわりなく、修景やリクレーション空間あるいは交通手段としてなど、そもそも都市の利用を目的に整備された自然空間がある。もちろん、整備前は「農」の自然であったかもしれないが、整備後には大地への依存性を否定し「農」の臭いは消されている。例えば造形された公園や街路樹、運河などである。「街」の自然といえよう。

もうひとつ、普通の都市民には近よりにくい自然がある。高山や原生林を典型とする山地、あるいは溪谷や大河である。林業の営まれている山林などもあるが、主に大自然の自然力の作用でつくられた自然である。いわゆる“大自然”としてイメージされるものであり、「山河」の自然といえよう。

「街」の自然－「農」の自然－「山河」の自然の3種類の自然は、造形主体を中心軸としたときの大分類であり、またそれぞれの境界も明確な一線で画されるものではない。しかし、今後、都市環境として自然を考えてゆく場合、こういった区分が必要なのではないかと考える。若干、補足すると、それは人間による自然度をあらわしており、またそういった意味での自然の性質の違いを示している。

「街」の自然は、人工的な都市活動と都市生活に適合するよう、言うなれば完全に人為の手で管理・統御された自然であり、順致された自然である。人工的な自然といってもよい。緑でいえば、木陰の提供とか目をなごませるとかいったことがテーマであり、その自然の生命・生態等は主題とはならない。自然とのつきあいを特に意識しなくても幼児から老人まで手軽にふれあえることが、この自然では重要になる。ムカデやマムシがおらず、そのようなことを気にせず木陰を散歩し、遊ぶことのできる緑である。手入された庭園の公園は、「街」の自然の日本の典型であろう。

逆に「山河」の自然は、植林地やダム、堤防のように、幾分か人間の手の及んでいるものもあるが、全体的にみれば、ほとんど人間力で統御、順致されていない自然である。林業や利水で利用する場合でも、造林、造水は大自然の生産力に依存している。堤防も洪水による水害を防ごうとするものであり、洪水の発生そのものを統御しようとするものではない。この自然とのつきあいには、それなりの知恵と訓練が必要である。

「農」の自然は、「街」の自然と「山河」の自然の中間にある。「山河」の自然ほど近よりたいものではないが、都市市民の手ではまだそれをコントロールするほどには至っておらず、農民の知恵と汗ではじめて統御されている自然である。「街」の自然のように自然の生産

力を否定するものではないが、反対に「山河」の自然のように自然の生産力に委ねるものでもない。耕作等によって自然の生産力を毎年繰返される農業生産に適するよう人為的にコントロールされている自然である。統御された自然であるために、大自然のような荒々しさはなく、生きた自然、自然らしさをもった自然としては、なじみややすい自然である。

この「農」の自然を、「中間自然」と名付けたい。大自然、中自然、小自然といった区分もあるが、大、中、小という区分は規模がベースとなっており、主体とのかかわりが浮び上がってこない。“環境”は主体あつての環境、つまり主体的環境であり、環境問題として自然をとらえていく場合には、このようなアプローチが有効なのではないかと考える。

2) 中間自然には「なじみやすさ」と「自然らしさ」がある。

いま都市自然として問題としている雑木林や田畑や中小の川と池は、「農」の自然である。もちろん、「農」の自然は、都市の外、農村に拡がっており、いわば田舎の自然である。都市自然というのは、それが都市域に組み込まれているからである。

その「農」の自然が、中間自然であることは、すでに述べた。その「街」と「山河」との中間にある「農」の自然は、どのような性格と意義をもっているのだろうか。都市環境という視点からみてみよう。

都市環境としてみると、「街」の自然は、都市生活に溶け込んだ自然である。その存在は、とくに意識されないが日常生活の着着きとかやすらぎ感にかかわり、居住環境の住み心地を大きく左右する。なじみやすさからすれば、完全に順致された自然であり、申し分ない。不快を及ぼすような生き物もほとんどいないし、またよほど意識を働かさないと意外性はない。幼年から老人まで、無防備で、安心して寄りかかることのできる自然である。その意味では、自然でありながら生命感、すなわち「自然らしさ」を感じさせない。「自然らしさ」を感じさせるには、その自然がひとつの生態系をかたちづけていることが不可欠である。

「山河」の自然は、その対極にある。「山河」の自然も観光旅行や山岳行動などとおして都市民の環境として機能する。その意味では「山河」の自然も都市の環境といえる。だが、その都市環境としての最大の機能は非日常的な意外性である。眼前に拡がる大パノラマ、自然の摂理の妙を思わせる溪谷美、山紫明水の風光、滔々と流下する大河——それらは、都市の雑々とした下界を忘れさせ、自然の神聖さを人間の神聖さに写し直してくれる。

昨日の自分と明日からの自分を区分してくれる。日常生活ではけっして得られない己れの「生」を意識させる。だが、「山河」の自然とのふれあいには、時間と金が必要であり、山岳行動等には体力も必要である。また自然との接触といっても、その中を自由に徘徊することはできない。「自然らしさ」と言うよりも、自然そのものを感得させてくれるが、都市民になじみやすい自然ではない。「山河」の自然は、そのような自然である。

では、「農」の自然はどうであろうか。

まさに、その中間に位置する。意外性、日常性ともに中間的性質をもっている。それも単に中間に位置するといっただけではない。それは、「街」の自然ほど順致されたものではないが、一応、都市民でも特段の訓練なくしてなじめる自然であり、なによりも大きな特色は、自然のいぶき、「自然らしさ」を触れあう人々に感じさせてくれることである。その接触行動の範囲も広い。生産の場であり、「街」の自然ほど自由行動はできないが、「山河」の自然よりは格段の広さにある。変化に富んだ多様なふれあいができる。何といっても大きな意味のあるのは、生き物とのふれあいである。「街」の自然はほとんど無生物の世界であり、「山河」の自然は生物はいてもせいぜい遠くからカモシカなどを眺めるだけであり、実際に触れあえる自然ではない。それに対し、「農」の自然は、雑木林には様々な昆虫、水辺にも魚をはじめザリガニやオタマジャクシなどの親しみやすい生物が豊富にいる。多様な生物とふれあえるばかりでなく、ほとんど唯一生物とじかにふれあえる自然である。親しみやすい小動物を通して、自然とは何か、その生をおしえてくれる。

### 3) 都市自然は代替のきかない環境である。

「農」の自然は、「街」の自然と「山河」の自然との中間的性質をもち、「自然らしさ」を感得させてくれるなじみやすい自然である。そればかりか、日常的な生活の延長線上で生物とのふれあいを可能にしてくれる。

これは、「農」の自然が、本来的には自然の生産力を相手とする、つまり自然の生命を利用したものであり、自然の生態系を基礎としていること、それが農民によって人為的に管理されていることから生じる。つまり、一方に人間、他方に自然と、人間-自然のひとつのシステムを構成することによって、ヒューマン・スケールの自然となっていることによる。

「農」の自然は、公共的オープンスペースとして担保された公園等と異なり、公開性や存続性ということについては後者より劣る。それは、公有地でないというよりも、「農」という別の目的で空間が管理されていること

による。

「農」の自然の公開性、存続性は、今後の課題であるが、その「街」や「山河」の自然と違い、生物とふれあえるという中間自然としての性格、そしてその空間は、都市にはなくてはならないものである。

生物を媒介とした自然との交流は、何故必要なのか。簡単に述べるが、管理社会、技術社会ということが言われているように、現代の都市社会は、労働(生産)から消費生活に至るまで、近代技術が入り込み、管理社会化がすすんでいる。

これは人間の人格形成にとってどういう意味をもつかといえば、分業化された結果あらゆるものがブラックボックスに押し込められ、主体にはインプットとアウトプットしかわからず、インプットされたものがどのように加工されてゆくのかそのプロセスがわからないということである。テレビや活字によって情報量は過多であるが、その実にも判っていない状況がすすんでいる。工場労働者は機械の仕組みを知らないし、商業従事者は商品が何からどのようにつくられたかを知らない。子供にいたってはなおさら深刻である。切身だとどんな魚かわからず、肉は好きでも豚や牛を見たことのない子供、パンを毎日食べても麦を知らない子供が多いという。加工食品、インスタント食品になれば、それができあがるまでのプロセスに関心をもたない子供が増えている。

これは、都市生態学者の品田稔氏がよく問題とされることであるが、世の中から“因果関係”がわからなくなっていることを意味している。

因果関係、すなわち作用と反作用、プロセスが見えなくなったということは、自分の世界が他者に管理されるということであり、主体性の喪失である。現代都市社会における疎外感や都市病理も、このようなことに根本的な原因があるのではないかとも思う。

このような社会状況において、中間自然とのふれあいは、それが遊びの世界であろうとも、どのように接するか選択権は主体の側にあり、プロセスをしぜんとおしえてくれる。因果関係、プロセスがわかるからこそ、選択と行動の内容も主体にあったかたちのできるのである。

公園緑地の長期構想を提案した日本都市センターの『都市と公園緑地』は、その副題を「人間性回復への道」とし、オープンスペースの人間性回復機能を強調しているが、中間自然はまさに最大の人格形成、人間性回復機能をもった空間といえよう。それは「街」や「山河」の自然では代替のきかない自然である。都市の技術社会化、管理社会化がすすみ、因果関係が不明になればなるほど、都市自然—中間自然は都市環境としてかかせない自然と

いえる。

都市自然が保全されなければならないもうひとつの理由がある。

都市と農村、都市と自然は、対立するカテゴリーであり、都市には「農」や自然はなくてもよいという思想がまだまだ根強く残っている。

都市と農とは、異質な空間である。都市が小さく、その郊外に田舎の田園風景があるときは、確かに都市と農村を空間的に別のものと考えてもよかったであろう。田園自身が身近な存在であり、都市の外延的な自然環境になっていたからである。しかも、都市の中にはあき地や社寺や清流などのオープンスペースがあり、手近に日常生活の外延のなかで中間自然とふれあうことができた。子供でも、せいぜい自転車でもあれば行動できる範囲であった。

けれども、都市が肥大化し、その都市の外にまた都市があるといった現代では、都市が自から中間自然を包摂せざるを得ない状況となっている。

さらに、戦後の高度経済成長期に田舎より都市に出てきたものには、まだときには帰省する田舎、ふるさとがあり、多少救われる。しかし、都市で生れ育った世代には、田舎は遠い存在になってしまう。限られた田舎体験さえ不可能となる。

「農」の自然、つまり生物とふれあえる中間自然は、その固有の性格からだけでなく、距離的にも都市の中に確保されなければならなくなっている。それは代替のきかない自然であり、巨大都市が自給しなければならない自然である。巨大都市の時代には、都市と農村、都市と自然との関係も変化する。

#### 4. 都市自然とまちづくり

「農」の自然、中間自然は、都市の中で自給されなければならない。しかし、その保全は容易ではない。

それは、なじみやすいし、規模も比較的に小さい。ヒューマン・スケールの自然であり、市民感覚からすると、なぜこの位の自然が保全できないのかという疑問が湧いてくる。だが、その保全は、原生林などの保全よりもよほど困難である。カモシカの保護よりも、都市の中に親しみやすい生物を保全する方が困難といってもよい。進士五十八氏は、都市自然を「怪物的存在」(『緑からの発想』、思考社)と述べているが、まさにその保全に向うと怪物的存在として立ちはだかってくるのが都市自然である。

それは、ひとつは民地で資産的価値が異常に高いことである。とくに生産的価値を失った山林や市街化区域内

農地はそうである。生産の場であれば、生産意欲を増進し、経営基盤の確立に援助することなどによって、いくらはその存続性を高めてゆくことも可能である。だが生産機能を失い資産としてのみ保有されている土地は、「私有財産」に規定されて、規制も公有化も容易ではない。

加えて、中間自然は、旧来の都市観からすれば、自然的土地利用とも区分されているように、まだ都市化(人工化)されていない白地のあき地である。先行的に人口と物質を集中した都市は、様々な空間、施設を必要としている。道路、下水道、学校、公園、運動場、病院、文化施設等である。さらに開発意欲も劣えていないし、はじめに述べたように景気対策としてそれを開発しようとする動きも依然として活潑である。空間が私により、公により、機能毎に囲い込まれたこともあって、都市には都市機能を充たす空間が不足している。きわめて強い都市圧がかかっているといってよい。

資産であり、かつ都市圧がかかっていることが、都市の中間自然の保全を非常に困難にしている。

その保全には、新しい思想が必要である。このためには、たんに都市の自然とか、都市の中の自然とかいうだけでは不十分であろう。都市の自然は、論理構造の違う自然である。それを「都市自然」として概念化する理由はここにあるといってよい。

ところで、公共的オープンスペースの公園については、都市にどの程度必要かある程度算定されている。都市公園法では、10㎡/人とされている。因みに、欧米水準は20㎡/人といわれている。

それに対し、自然的オープンスペースの中間自然については、これまで調査もなく、不明である。しかし、それが生態系として成立しなければならず、また身近に日常生活圏で確保されなければならないこと、あるいは西ドイツでは公園面積よりクラインガルテン(分区園)が広いところなどがあることを考慮すると、おそらく公園面積を上回る空間が必要になるのではなからうかと推定される。

このように考えると、横浜では今ある都市自然は、全力を投入して保全されなければならないのではないかと思われる。ところで、都市自然で大きな比重を占める市街化調整区域も、「良好な市街地」の形成が可能ならば、5haでも開発は可能とされている。だが「良好な市街地」とは何であろうか。いまの方式は、道路、公園、下水道等の社会資本がある水準で整備され、快適な印象を与えるまちづくりである。開発区域の中をどう整備するかの話であり、一般にその外延はまったく考慮されていない。そ



れでつくられた「良好な市街地」は、利便性、快適性のある空間であるとしても、環境としては無生物の空間である。「農」に囲まれた中に最初に蚕食して行った開発地はよいであろう。だが、それがスプロールすると、中間自然は外延から消えてしまい、遠い存在になってしまう。

現在の「良好な市街地」という開発の思想は、都市が小規模で、その外延を田園がとり囲み、無限とみえるときに成立する概念であろう。今日のように、都市の中に「農」の自然、中間自然を自給せねばならず、それさえ困難となってきたなかにあっては、「良好な市街地」という発想を再検討する必要がある。もうこれ以上の開発を抑止するか、開発せざるを得ないとすれば、その開発区域の中に、生物とふれあえる身近な自然を自給してゆくことが求められよう。

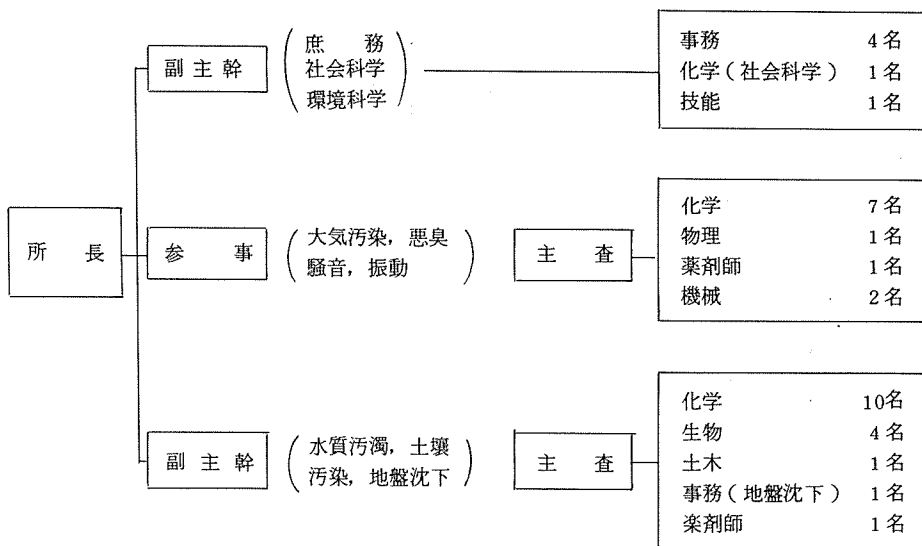
無生物都市は、真のアメニティ（住み心地）とは無縁であろう。親しみやすい、手で摺えることのできる小動物と共生するまちづくりが必要である。夕涼みにホテルを観ることができ、水遊びや釣りができるような、そして夜にはカブトムシでも迷いこんでくるようなまちづくりがのぞまれる。幸い、横浜にはまだ多くの雑木林や農地や中小河川が残されており、ホテルの自然発生地も数多くある。困難な道ではあるが、生物と共生する生物都市づくりは、不可能な夢ではない。その生物都市づくりにおいては、都市自然の保全と創造が大きな役割を果たすであろう。

(1983年10月)

## 参考文献

- 1) 森 清和「日常的自然としての都市河川」(『横浜市公害研究所報』第5号, 1980年)
- 2) 森 清和「都市河川と都市自然」(『環境管理の研究』横浜市立大学総合研究第1号, 横浜市立大学, 1982年3月)
- 3) 森 清和「水辺再生の論理—都市自然としての都市の川」(『調査季報』76, 横浜市企画財政局都市科学研究室, 1982年12月)
- 4) 横浜市こども自然公園環境調査プロジェクト『こども自然公園環境調査報告書—ゲンジボタルの保全について』(横浜市公害研究所, 1983年2月)
- 5) 横浜市公害対策局水質課『横浜の源流域—谷戸の自然とその保全策について』(昭和58年9月)
- 6) 横浜市公害研究所『よこはま「都市自然」行動計画』(1983年11月)
- 7) 森 清和「身近な自然と都市自然」(第7回公害セミナー会議録『身近な水辺とまちづくり』, 横浜市公害研究所, 昭和59年2月)
- 8) 横浜市公害研究所『横浜のホテル生息地(1983年版)』(1984年2月)

## 1. 人員・組織



## 2. 主要機器一覧表

品名	規格	数量	配置
ガスクロマトグラフ質量分析計	島津LKB, GC-MS-9000B	1式	第二機器分析室
同上用データ処理装置	島津GC-MS-PAC3000型	1式	〃
走査型電子顕微鏡	日立S-550型	1式	電子顕微鏡室
同上用X線分析装置	The keveX 5100	1式	〃
蛍光X線分析装置	理学電機MODEL 4053A3	1式	第二機器分析室
原子吸光光度計	日電パリアンAA-1150A	1式	第一機器分析室
〃	島津AA-620	1式	〃
〃	島津AA-630-02	1式	〃
ガスクロマトグラフFID他	島津GC-6AMPTF他	9式	第三機器分析室
液体クロマトグラフ	島津FRC-1A	1式	第二機器分析室
赤外分光光度計	日本分光A-3	1式	恒温室
光化学反応実験装置	600Aスモークチャンバー	1式	〃
分光光度計	日立139-0018	2式	3階天秤室 5階天秤室
〃	ダブルビーム自記 日立200-10型	1式	第二水質実験室
分光蛍光光度計	日立MPF-4	1式	放射能研究室
水銀分析計	島津UV-201	1式	第一機器分析室
低温灰化装置	ヤマト科学PR-503	1式	〃
二次導函数微量ガス分析装置	LEAR SIEGLER MODEL 400	1式	恒温室
超軟X線発生装置	SOFTEX-CSM-2	1式	第二機器分析室
重油中S分分析装置	東芝	1式	放射能研究室
標準粒子発生装置	東京高周波電気炉SRF-305W	1式	工学実験室
標準ガス精密希釈装置	製鉄化学工業SDS-401	1式	恒温室

品名	規格	数量	配置
窒素酸化物自動記録計	MONTIOR RABS MODEL-8440	1 台	第二大気実験室
〃	紀本電子工業MODEL-214	1 台	〃
〃	〃	1 台	〃
オキシダント自動記録計	電気化学	1 台	〃
オゾンメータ	京都電子工業OX-21	1 台	〃
風向風速計	海上電機SA-200	1 台	〃
〃	〃 RA-211S	1 台	〃
イオン濃度測定装置	オリオン801A型	1 台	〃
多チャンネルデジタル騒音計	リオンSV-70型の改良型	1 台	騒音研究室
データレコーダ	NAGRA-IV-SJ型	1 台	〃
騒音振動解析装置	YHP5420型	1 式	〃
〃 データ処理装置	YHP9845S	1 式	〃
シアンイオン蒸留装置	桐山製作所製	1 式	第一水質実験室
アンモニアイオン	〃	1 式	〃
ふっ素イオン	〃	1 式	〃
水銀分解装置	〃	1 式	〃
グデルナーダーニッシュ濃縮装置	〃	2 式	第二及び第三水質実験室
流動電位測定装置	島津ZP-10B	1 式	4階予備室
魚に対する慢性毒性試験装置	関東工機製作所製	1 式	生物研究室
〃	〃	1 式	〃
波高分析機	東芝USC-1 MODEL10	1 式	放射能研究室
電子計算機	ACOS 250(賃借)	1 式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL 226	1 式	第二大気実験室
攪拌実験装置	佐竹化学機械工業製	1 式	処理実験室
標準圧密試験器(3連型)	丸東S43-3UL-1	1 台	地盤沈下研究室
ソイルミキサー	〃 SE-27	1 台	〃
一軸圧縮試験装置	〃 SG-2033	1 式	〃
核磁気共鳴装置	日立製作所R-600型	1 式	第二機器分析室
凝縮核モニター	日本科学工業MODEL3020	1 台	第二大気実験室
14チャンネルデータレコーダ	ソニーUN61430	1 台	騒音研究室
イオンクロマトグラフ	ダイオネックス社 MODEL10	1 台	第三水質実験室
全有機炭素分析計	ベックマン MODEL915-B	1 台	第一機器分析室
高精度NOx計	ダイレック社 DY8400型	1 台	第二大気実験室
恒温式オートサンプリングシステム 分光光度計	日本分光工業製 UVIDEC610C型 ダブルビーム分光光度計	1 台	〃

3. 昭和57年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記
賃金	4,291	
報償費	878	
旅費	1,926	普通旅費
需用費	81,963	消耗品費 25,449
		燃料費 299
		食料費 614
		印刷製本費 7,180
		光熱水費 42,736
		修繕料 5,685
役務費	3,269	通信運搬費 1,615
		手数料 1,654
委託料	39,031	清掃その他委託料
使用料及び賃借料	13,464	
工事請負費	1,450	雑工事費
備品購入費	20,000	
負担金補助金及び交付金	180	会費及び負担金
公課費	38	
計	166,490	

管理運営費	88,641
試験検査費	8,574
主要機器維持管理運営費	12,725
調査研究事業費	35,060
機器整備事業費	20,000
施設改修工事費	1,490
計	166,490

#### 4. 学会等研究発表

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
昭和57年度日本水産学会春季大会	5.7.4	コイ ( <i>Cyprinus carpio</i> ) における水温と肥満度との関係について	水尾寛巳
日本気象学会春季大会(第41回)	5.7.5	沿岸地域での汚染物質の輸送過程と変質過程(I)	鶴田治雄
第6回公害研究合同発表会	5.7.6	国道に近接した高層集合住宅における遮音測定 ~ 室間音圧レベル差と道路交通騒音	○中村俊亮・鹿島教昭
〃	〃	生活環境中における窒素酸化物個人暴露量調査	○平野耕一郎・前田裕行・中村貢、米山悦夫
International symposium on chemical kinetics related atmospheric chemistry (大気化学に関する国際シンポジウム)	5.7.6	Photochemistry of minor constituents in the troposphere	H. Tsuruta
第17回衛生局・公害対策局研究発表会	5.7.8	ディーゼル車から排出される有害成分について	○太田正雄・渡辺善徳
化学工学協会第16回秋季大会	5.7.10	中型燃焼実験炉を用いたばいじんの生成過程に関する研究	佐俣満夫
昭和57年度都市環境講座(横浜市公害対策局)	5.7.10	都市の川にすむ魚たち	樋口文夫
日本陸水学会第47回大会	5.7.10	河川底質中における底生動物の垂直分布IV	○金田彰二(日本工学院)・福嶋 悟
〃	〃	カゲロウ ( <i>Epeorus latifolium</i> ) の生長に及ぼす重金属の影響	○畠山成久・佐竹 潔・安野正之(国立公害研究所)・福嶋 悟
日本気象学会秋季大会(第42回)	5.7.10	相模流域における海陸風と汚染物質の分布-1981年-; -湾上での1次および2次汚染物質濃度の日変化-	「広域大気汚染の動態」観測グループ; 担当者 鶴田治雄・平野耕一郎・前田裕行・太田正雄
〃	〃	相模湾域における海陸風と汚染物質の分布-1981年-; -汚染物質の立体分布-	〃
第23回大気汚染学会	5.7.11	窒素酸化物自動計測器の測定誤差について	平野耕一郎
〃	〃	相模湾上におけるガスおよびエアロゾルの日変化	○鶴田治雄・平野耕一郎・前田裕行・太田正雄(横浜市公害研究所)、芳住邦雄(東京都公害研究所)
〃	〃	相模湾上におけるガスおよびエアロゾルの日変化-XMA-SEMによるエアロゾルの形態分析-	○平野耕一郎・前田裕行・太田正雄・鶴田治雄
〃	〃	相模湾上におけるガスおよびエアロゾルの日変化-エアロゾル中の一次および二次汚染物質の挙動-	○太田正雄・渡辺善徳・新井久雄・前田裕行・平野耕一郎・鶴田治雄
昭和57年度都市環境講座(横浜市公害対策局)	〃	港北ニュータウンと自然	森 清和

学会大会名	年月	題名	発表者：共同研究者
第23回大気汚染学会	57.1.1	沿岸地域における光化学オキシダント濃度の垂直分布の日変化	鶴田治雄
〃	〃	ディーゼル車より排出される有害成分の測定	〃太田正雄・渡辺善徳
第23回大気汚染学会、測定基本問題分科会	57.1.1	NO <sub>x</sub> 計の動的校正	平野耕一郎
第9回環境保全・公害防止研究発表会	57.1.2	南関東地域における大気汚染物質の輸送および変質過程	鶴田治雄
第7回日米大気汚染気象委員会	57.1.2	Transport and transformation of air pollutants by land and sea breezes	鶴田治雄
第6回環境における化学物質分析法研究発表会	58.3	アセナフラン、アセナフチレン、フルチレン、ジフェニルメタン、トリフェニルメタン	石井哲夫

## 5. 雑誌等投稿

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
島津科学器械ニュース	24, 2 1982	石井哲夫(横浜市公害研究所), 未沢寛典・安部和久・広田 稔 (横浜国立大学)	GC-MSによるアリルラジカルの同定

### (要旨)

光化学大気汚染の発生機構を解明する化学的手法として、光化学反応により生成するフリーラジカルを、スピントラップ法(短寿命ラジカルをスピントラップ剤に捕捉して安定で寿命の長いフリーラジカルに変換する手法)により捕捉し、トリメチルシリル化することにより、揮発性、熱安定性を増し、ガスクロマトグラム質量分析法により、同定する手法を紹介した。本手法によりアリルラジカルの同定が可能であることを示すと同時に、従来のフリーラジカルの検出方法である電子スピン共鳴装置による測定では、得ることができなかった、ラジカルの性質及び構造に関する情報を得ることが可能であることを示した。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
クリーン(横浜市環境保全協議会)	No.5 1982	前田裕行・平野耕一郎	蒸気拡散を利用した低濃度濃度炭化水素等の標準ガス発生方法

### (要旨)

大気汚染自動計測器の目盛校正や応答性試験、あるいは暴露、反応等の実験では大量の各種標準ガスが必要となる。そこで、多くのガスについて広い範囲の任意の濃度が得られるという利点を持つ蒸気拡散法を利用し、常温で液体の炭化水素のガス発生特性を検討し、この実用化について紹介した。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
かながわの自然	No.42 1982	福嶋 悟	横浜の川と生物

(要旨)

横浜を流れる川、そこに生活する生物、生物指標による水質評価結果について過去の調査結果より示し、今後川にもとめられるものについての考えを示した。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
Bull. Inst. Public Health.	vol. 31 No. 3.4 1982	Hiroshi FUKUSHIMA, Takako AIZAWA, Yasumoto MAGARA (The Department of Sanitary Engineering, the Institute of Public Health)	Behaviour of Organo-chlorinated Compound Precursor in Biological Treatment Process.

(要旨)

- (1) 我国における表流水のTHM前駆体の主な発生源は家庭排水や産業排水であり、それらは天然のフミン質を含む水と同程度の生成ポテンシャルを有する。
- (2) 我国における富栄養湖に最もよく出現する*Microcystis aeruginosa*は高いTHM生成ポテンシャルを持ち、また死滅期では藻細胞よりも排出される溶解性有機物の方がその値が高い。
- (3) 家庭下水中の溶解性・懸濁性有機物の両者は同程度にTHMを生成する。生物処理プロセスにより主として懸濁物質中の前駆体が除去され、生成ポテンシャルは減少するが、溶解性物質からの生成ポテンシャルの除去率には限界がある。

従って、生物処理プロセスの補助として物理化学処理の必要性があると思われる。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
用水と廃水	vol. 24 No. 11 1982	福島 博・相沢貴子・真柄泰基 (国立公衆衛生院)	藻類によるトリハロメタン前駆物質の生成—培養時期と前駆物質—

(要旨)

「用水と廃水」国内文献抄録に論文要旨を紹介した。内容の詳細は当研究所報7号(p. 101)に掲載済みである。

誌名	巻・号	執筆者	題名
港北ニュータウン	No. 64 57.7	森 清 和	自然とともに生きるまちづくり—まちの中に自然を求めて—

(要旨)

生物指標を導入し、親しみやすい生物とふれあえる自然をテーマとする港北ニュータウン地区の公園緑地整備の基本方針について、紹介した。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
横浜国立大学総合研究「環境管理の研究」	No. 1 1982	森 清 和	都市河川と都市自然—都市の川とは何か—

(要旨)

都市の自然は、単に場所的に都市にある自然ではなく、社会的経済的な固有の論理をもっており、「都市自然」と概念化して把握する必要性のあることを明らかにした。そして、都市自然の本質が平凡性、中間性にあることを

都市河川を中心に明らかにするとともに、都市自然としての都市河川の今日的意義について論じた。

誌名	巻・号	執筆者	題名
調査季报	No. 76 1982. 12	森 清 和	水辺再生の論理—「都市自然」としての都市の川—

(要 旨)

排水路的都市河川観に代る新しい都市河川観＝都市自然的都市河川観を提起するとともに、都市河川の水辺環境としての再生の論理について考察した。

また、水辺再生は「川らしさ」の追求であり、その要件である「河川形態」、「素材」、「水量、水位」、「連続性」および「市民(主体)とのふれあい」について検討した。

誌名	巻・号	執筆者	題名
調査季报	No. 77 1983. 3	森 清 和 他5名	よこはまのホタル—こども自然公園環境調査を中心に—

(要 旨)

全国でも有数と思われるこども自然公園内のゲンジボタル発生地の生態及び環境調査結果について紹介するとともに、よこはまのホタルの分布について紹介した。

報告書名	発行年月	執筆者	発行機関
「環境科学」研究報告、(B163-R11-4);「広域大気汚染の動態」, 第4章 相模湾沿岸域における汚染物質の濃度分布とその日変化	58. 3	鶴田 治雄 (第4章分担)	文部省「環境科学」特別研究;「広域大気汚染の動態」研究班 (代表者は、浅井富雄—東大海洋研究所)

(要 旨)

1980年から1982年までの3年計画として「広域大気汚染の動態」に関する研究が、文部省環境科学特別研究の一部として実施された。「相模湾沿岸域における海陸風系と大気汚染物質の立体分布およびそれらの日変化の実態を明らかにし、そのモデル化のための基礎を固めるために、1980、1981年の8月の2～3日間、相模湾沿岸域で、陸上、海上、上空で立体観測を実施した。当研究所は、汚染物質に関する調査を分担したので、その部分について、調査研究のまとめを執筆した。局地風の観測結果とを併せて解析することにより、沿岸域における汚染物質の分布に対する海陸風の役割りを明らかにすることができた。

報告書名	発行年月	執筆者	発行機関
水質管理計画調査(簡易調査方法検討)	58. 3	福嶋 悟(横浜市公害研究所)他・7名	(社)日本の水をきれいにする会

(要 旨)

水生生物による水質の簡易調査法の検討をするとともに、簡易調査法による調査実施状況について全国の自治体に対して行ったアンケート調査結果についてまとめた。



報告書名	発行年月	執筆者	題名
「環境科学」研究報告集 (B180-S702); 「内 陸域における局地気象と 大気汚染物質の広域拡散」 4.3, 内陸域における大 気汚染の動態	58. 3	鶴田 治 雄 (4.3章分担)	文部省環境科学特別研究, S702 「盆地・湖沼 域における大気汚染の動態」検討班 (代表者は, 木村竜治—東大海洋研究所)

(要旨)

沿岸域における大気汚染の動態の調査研究は, これまでいくつか実施されてきたが, 内陸域における大気汚染の動態に関する調査研究は, まだ着手されておらず, 今後の発展が望まれている。そこで, 内陸における局地気象と大気汚染に関するセミナーが開催され, その時の話題を中心に, この報告書が作成された。そこでこれまで, 主に外国で実施された内陸域における光化学大気汚染に関する論文を紹介した。また, 今後, 日本でこの問題にとりくむ時の方向性について述べた。

報告書名	発行年月	執筆者	題名
昭和57年度環境庁委託 業務結果報告書, ディー ゼル排出ガス影響調査 (健康影響調査)その2, 硫酸ミスト分析法につい ての検討	58. 3	本間克典(産業医学 総合研究所), 渡辺善徳(横浜市公 害研究所)	財団法人結核予防会結核研究所

(要旨)

ディーゼル排出ガス中のスモーク粒子に含有される硫酸ミストについて, ベンズアルデヒド抽出-イオンクロマトグラフにより分析法を検討した。

報告書名	発行年月	執筆者	発行機関
昭和57年度陸水域の有 機ハロゲン化合物の分析 手法に関する研究報告書	昭和57年度	福島 博・小市佳延・ 斉藤克夫(横浜市公 害研究所) 他 12機関	厚生省環境衛生局

(要旨)

水中の全有機ハロゲン化合物(TOX)を測定するため, 最近開発されたTOX計(米国製, 日本製の2種)の精度比較を行った。また一方, 高価なTOX計に代る全有機ハロゲン化合物の分析方法(代替法)の開発についても, 種々の検討を実施している。

当研究所では, 水中からn-ヘキサン可溶TOXを抽出し, 水素雰囲気下で還元触媒, パラジウム黒による脱ハロゲン化を行い, その後イオンクロマトグラフィーを用いてハロゲンを定量する測定方法の各種条件につき検討した。

6. 横浜市公害研究所発行資料(調査研究等報告書)

公害研資料	報告書名	発行年月
№41	自動車騒音公害対策模型実験-車線内遮音壁-	昭和57年7月

(要旨)

市街地における自動車騒音対策として, 大型車及び通過車両を中央線に規制し, かつ中央車線を遮音壁(車線内遮

音壁)で遮蔽した場合の減音効果を縮尺模型実験により検討した。

実験に用いた道路構造は平坦道路(4車線, 6車線の2種類), 4車線で中央2車線が掘割道路(掘割深さが1m, 2mの2種類)の計4種類であり, これらの道路について, 遮音壁の吸音処理位置と高さ及び交通条件を変化させ実験を行った。その結果, 車線内遮音壁は無対策道路に比べ, いずれの場合も地上付近で4dB以上の減音効果が得られた。特に, 大型車混入率が高い(40%)場合は, 両面吸音処理された高さ2mの遮音壁により10dB(地上付近)の減音効果が得られた。この結果から, 車線内遮音壁による自動車騒音対策の有効性が確かめられた。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染-青空はよみがえったかこの横浜に-	昭和58年1月

(要 旨)

昭和57年8月7日(土)午後12時30分より5時にかけて上記テーマで第6回公害セミナーを開催した。本報告書は当日の会議の全容をまとめたものである。内容は, 行政報告として, 本市域における大気汚染の経過及び現況を述べた後, 国立公衆衛生院院長, 鈴木武夫氏による基調講演「都市型の大気汚染の現状と今後の展望」, 本研究所大気部門職員による研究報告2題「大気中の浮遊粉じん及びその含有成分について」, 「窒素酸化物の簡易測定について」を行った後, 市民報告「半世紀を鶴見の空の下に過して」を中島信夫氏より行っていただき, 自由討論を行った。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	昭和58年1月

(要 旨)

横浜市の浮遊粒子状物質濃度の現況は, ボイラー等の燃焼施設にみられる重質油から軽質油の転換並びに粉じん発先施設における集じん機の設置等の対策にもかかわらず, 他都市と同様に昭和51年頃を境として, ほぼ横ばい状態になっており, いまだ環境基準についても未達成である。この現況を打破するため, 本市においては窒素酸化物に続いて, 浮遊粒子状物質についての総量規制導入の検討がされつつある。しかしながら, 浮遊粒子状物質濃度の実態は, 固定発生源及び移動発生源からの汚染のみならず, 自然発生源の影響及びガス状物質から粒子状物質への変換等, 複雑多岐にわたっており, その因果関係の究明が遅れている。そこで, 当研究所としては, 浮遊粒子状物質濃度の削減計画の作成に向けて, その基礎資料を得るため, 昭和53年~56年度にかけて環境, 移動発生源及び固定発生源について粉じん調査を実施し, それらの結果についてまとめた。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.47	南関東地域における光化学大気汚染に関する総合調査報告書	昭和58年2月

(要 旨)

1976年から1981年まで, 南関東地域における光化学大気汚染に関して, 当研究所が, 単独あるいは他機関と共同で実施した特別調査の結果を, 総合的にまとめたものである。内容は, 第I部と第II部とから構成されている。

(1) 第I部: 南関東地域における海陸風に伴う大気汚染物質の輸送および変質過程に関する調査研究

南関東地域における光化学大気汚染に関連して, 沿岸域における海陸風に伴う大気汚染物質の輸送と変質過程に関する調査研究を, 単独あるいは他機関と共同で研究船や航空機等を利用して, 立体的に実施した。その結果, 日本の沿岸地域に共通な現象である陸海風に伴う大気汚染物質の輸送と変質過程について, 一般化した形で明らかにすることができ, また, 京浜工業地帯の汚染物質が, 沿岸地域の光化学大気汚染に直接寄与していることが明ら

かになった。

- (2) 第Ⅱ部：光化学大気汚染の原因物質である非メタン炭化水素は、窒素酸化物や硫黄酸化物とともに京浜工業地帯からも排出されているが、その実態については把握されていなかった。そこで、5回にわたる発生源近傍での調査の結果、その排出特性を明らかにした。特に高い濃度を示した成分は、エチレン、プロパン、ブタン、トルエン等であった。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.4 8	こども自然公園環境調査報告書—ゲンジボタルの保全について—	昭和58年2月

#### (要 旨)

本報告書は、横浜市旭区大池町に所在する横浜市こども自然公園内に発見されたゲンジボタルの生息地を快適な都市環境を保全・創造するうえでの市民共有の貴重な財産として積極的に保護していくことを目的に、その保護対策ならびに今後の自然環境整備のあり方について基礎資料を得るためにまとめたものである。

調査は、ゲンジボタルの生態を中心に水質環境、水生生物、植生の他、蝶相、鳥相を対象とした。

結果は、当公園は首都圏でも有数のゲンジボタルの自生地であり、その生態も学術的にきわめて価値の高いものであることが判明した。

また、公園全体の環境も多様性に富む良好な自然環境が維持されていることが確認された。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.4 9	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究—中間報告—	昭和58年3月

#### (要 旨)

- (1) 植樹帯の物理的減音効果について

公園等に実在する植樹帯、更地に造った植樹帯を調査した。結果は騒音の高音域(2KHz以上)は大幅に減音し音は丸みを帯びてくる。低音域(500Hz以下)は植樹帯の有無に関係なく変化しない。即ち植樹帯はローパスフィルタと云える。また中音域では地表面による過剰減衰を相殺するためか上の増幅を伴う。

植樹帯の植栽密度、高さ、幅を増せば高音域での減音効果は大となるが、一方、中音域の増幅も大きくなる傾向がある。この増幅域は音源・受音の位置に関係し、音源から離れるに伴い上方に移動する。従って中音域増幅部では、道路交通騒音のスペクトルを考えると効果はないが、音源から離れ増幅部を離脱すると効果が現われる。

- (2) 植樹帯の心理的減音効果について

道路交通騒音とスライドによる緑の多少とを組合せて調査した結果では、緑の存在は心理的減音効果をもたらすと認められる。しかし過大な騒音暴露は緑の効果を薄める。更に緑の多い地区では静けさへの期待感が強く、同じ騒音でも期待感とのギャップから騒がしく感じ易い。また緑による心理的減音効果をより高めるには、地区全体の景観イメージが良好である必要性も示唆されている。

## 7. 横浜市公害研究所発行資料目録

1983年12月末日現在

資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市環境を照らす	1977. 3	A 4. 16頁 (パンフレット)
No. 1	窒素酸化物特殊発生源調査報告書(環境庁大気保全局委託調査)	1977. 3	B 5. 49頁
2	横浜市公害研究所報創刊号	1977. 11	B 5. 56頁
3	公募論文集・クルマ社会をどうするか — 明日の都市環境を考える —	1977. 11	B 5. 136頁
4	第1回公害セミナー会議録・クルマ社会をどうするか — 明日の都市環境を考える —	1978. 3	B 5. 96頁
5	昭和52年度環境庁委託業務結果報告書 非特定重大障害物質発生源等対策調査 (アスベスト発生施設)	1978. 3	B 5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 8	B 5. 236頁
7	中間報告・横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1978. 8	B 5. 195頁
8	横浜市公害研究所報第3号	1978. 12	B 5. 156頁
9	第2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B 5. 89頁
10	自動車公害に関する意識調査 — 国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果(第1報) —	1979. 3	B 5. 112頁
11	大気中の炭化水素濃度調査及び各種発生源施設からの排出実態調査結果	1979. 3	B 5. 66頁
12	第3回公害セミナー論文集・川, よこはまに水辺をもとめて	1979. 8	B 5. 85頁
13	横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1979. 9	B 5. 201頁
14	横浜市公害研究所報第4号	1980. 3	B 5. 204頁
14	第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B 5. 72頁
15	横浜市地域環境大気調査報告書 (昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	B 5. 72頁
16	非特定重大障害物質発生源等対策調査 (ベンゼン取扱施設)	1980. 3	B 5. 31頁
17	沿道環境整備対策のための基礎調査報告書 — 三ツ沢地区対象 —	1980. 12	B 5. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1)(昭和53年度)	1981. 2	B 5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2)(昭和54年度)	1981. 2	B 5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980. 12	B 5. 236頁
21	帯水層々序確定のための地質調査	1981. 3	B 5. 32頁 付図4枚別添
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B 5. 18頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 23	第4回公害セミナー資料・調査研究事業のあらまし	1981. 3	B 5. 41頁
24	—		
25	地域交通環境に関する意識調査 — 金沢4区, 1980年11月実施 —	1981. 3	B 5. 46頁
26	第4回公害セミナー会議録・80年代の環境政策の課題	1981. 3	B 5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B 5. 163頁
28	有機ハロゲン化合物の分解と消長 — 有機塩素化合物特にPCBの環境中における動態について —	1981. 3	B 5. 98頁
29	第5回公害セミナー公募論文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B 5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981. 12	B 5. 211頁
31	横浜市自動車問題研究会第二報告書 — 横浜の物流と自動車公害に関する調査研究 —	1981.	B 5. 227頁
32	排水処理技術維持管理マニュアル — 凝集処理編 —	1982. 3	B 5. 116頁
33	固定発生源から排出されるばいじん(粒度分布)調査報告書	1982. 3	B 5. 133頁
34	第5回公害セミナー会議録・よこはまに自然をもとめて	1982. 3	B 5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B 5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B 5. 頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B 5. 44頁 付図2
38	横浜市自動車問題研究会第一報告書 — 地域交通環境とまちづくり —	1982. 3	B 5. 124頁
39	横浜市緑区及び戸塚区における道路交通騒音と交通量調査報告書	1982. 3	B 5. 440頁
40	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 3	B 5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験 — 車線内遮音壁 —	1982. 7	B 5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1982. 8	B 5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 11	B 5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1982. 11	B 5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1983. 1	B 5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B 5. 187頁
47	南関東地域での光化学大気汚染に関する総合調査報告書	1983. 2	B 5. 177頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B 5. 155 頁 付図 4
49	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 — 中間報告 —	1983. 3	B 5. 106 頁
50	横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤調査図 付図 1 - 5	1983. 3	B 2.
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B 5. 34 頁

## ◇ 編 集 後 記 ◇

歳月のうつろいがとめどもなく、早く感ぜられる昨今ですが、当研究所も発足して以来既に8年が経過いたしました。

以来、毎年、当所の“顔”として刊行してまいりました、本所報も、今日「第8号」としてとりまとめることができました。

内容構成は、引き続き「業務報告編」「調査研究編」及び「資料編」とからなっております。

調査、研究業務のかたわら限られた時間の中で、論文を作成し、とりまとめるという作業は膨大な労力を必要といたします。その忙しさの中で今回も、幾つかの反省点を残しました。

しかし、今後とも、より一層充実した所報をつくり出していくべく、編集委員会での編集方針に、その都度検討を加え、努力していきたいと考えております。

所報第8号編集委員会

新 井 久 雄

中 村 俊 亮

斉 藤 治 子

樋 口 文 夫

五十嵐 浩

笠 原 美 枝 子